

Coordinadores
Juan Luis Cifuentes Lemus
Fabio Germán Cupul Magaña

TEMAS SOBRE INVESTIGACIONES COSTERAS

TEMAS SOBRE **INVESTIGACIONES COSTERAS**

Coordinadores
Juan Luis Cifuentes Lemus
Fabio Germán Cupul Magaña



Universidad de Guadalajara



Temas sobre Investigaciones Costeras







Temas sobre Investigaciones Costeras

Coordinadores
Juan Luis Cifuentes Lemus
Fabio Germán Cupul Magaña

Universidad de Guadalajara
2014



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Itzcóatl Tonatiuh Bravo Padilla
Rector general

Miguel Ángel Navarro Navarro
Vicerrector ejecutivo

José Alfredo Peña Ramos
Secretario general

Centro Universitario de la Costa

Marco Antonio Cortés Guardado
Rector

Remberto Castro Castañeda
Secretario académico

Gloria Angélica Hernández Obledo
Secretaria administrativa

Primera edición, 2014

D.R. © 2014 Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de la Costa
Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa
48280 Puerto Vallarta, Jalisco

ISBN: 978-607-742-054-5

Impreso y hecho en México
Printed and made in Mexico

Contenido

| | |
|---|----|
| Presentación | 7 |
| CAPÍTULO 1 | |
| Introducción a la química marina: importancia de los principales nutrientes inorgánicos en el océano | 9 |
| Janet Reimer Alma Paola Rodríguez-Troncoso | |
| CAPÍTULO 2 | |
| Notas sobre la acidificación del océano | 28 |
| Pedro Medina-Rosas | |
| CAPÍTULO 3 | |
| Corales: organismos base constructores de los ecosistemas arrecifales | 33 |
| Alma Paola Rodríguez-Troncoso José de Jesús Adolfo Tortolero-Langarica | |
| CAPÍTULO 4 | |
| Los equinodermos: invertebrados esenciales dentro de la estructura de la comunidad coralina | 56 |
| Rosa Carmen Sotelo-Casas Alma Paola Rodríguez-Troncoso | |
| CAPÍTULO 5 | |
| Estado actual de los estudios y conocimientos sobre corales arrecifales del Pacífico mexicano | 82 |
| Pedro Medina-Rosas | |
| CAPÍTULO 6 | |
| Bioerosión por peces en las comunidades de coral | 99 |
| Alma Rosa Raymundo-Huizar Amílcar Leví Cupul-Magaña, Fabio Germán Cupul-Magaña | |

| | |
|---|-----|
| CAPÍTULO 7 | |
| Huella de la pesca ribereña | 110 |
| Myrna Leticia Bravo-Olivas, Rosa María Chávez-Dagostino Elaine Espino-Barr, Rocío Jazmín Rosas-Puga | |
| CAPÍTULO 8 | |
| Implicaciones en la observación de la ballena jorobada | 143 |
| José Luis Cornejo-Ortega Rosa María Chávez-Dagostino | |
| CAPÍTULO 9 | |
| Siguiendo a las ballenas jorobadas: catálogo de fotoidentificación FIBB | 172 |
| Astrid Frisch-Jordán | |
| CAPÍTULO 10 | |
| Humedales costeros y turismo en el Pacífico latinoamericano | 190 |
| Rosa María Chávez-Dagostino, José Miguel Ochoa-Chávez José de Jesús Álvarez-López, Oscar Alberto Maldonado-Ibarra | |
| CAPÍTULO 11 | |
| Ecología de aves acuáticas | 214 |
| Salvador Hernández-Vázquez, Jesús Manuel Bojórquez-Castro Diego Adolfo González-Zamora, Francisco Hernández-Vázquez Jorge Arturo Rojo-Vázquez, Víctor Hugo Galván-Piña | |
| CAPÍTULO 12 | |
| Migración de camarones anfidromos: conocimiento actual en América | 245 |
| María Carolina Rodríguez-Uribe, Fernando Vega-Villasante Raymond T. Bauer, Manuel Guzmán-Arroyo | |
| CAPÍTULO 13 | |
| Los camarones de agua dulce del género <i>Macrobrachium</i>: biología, ecología y explotación | 273 |
| Fernando Vega-Villasante, Marcelo Ulises García-Guerrero Edilmar Cortés-Jacinto, Stig Yamasaki-Granados Cynthia Eugenia Montoya-Martínez, Manuel Alejandro Vargas-Ceballos Olimpia Chong-Carrillo, Miguel Ángel Rubio-Padilla Manuel Guzmán-Arroyo, Olimpia Victoria Carrillo-Farnés Luis Daniel Espinosa-Chaurand, Héctor Gerardo Nolasco-Soria | |
| Autores | 317 |

Presentación

La zona costera, que concentra hasta un 80% de la población humana y reúne la mayor variedad de usos en comparación con cualquier otro sistema, es particularmente desafiante para la ecología orientada a la conservación y para la disciplina del manejo. La primera atiende a sistemas aún no fragmentados, e intenta proponer diseños ideales para preservar la biodiversidad; el manejo enfrenta sistemas ya fragmentados, indaga si los remanentes presentan algún valor para la conservación, y el modo de retenerlos.

Es así que, bajo el concepto de Investigaciones Costeras, se ha buscado aglutinar una amplia gama de actividades de investigación científica destinadas a conocer las interacciones entre los seres vivos y los sistemas físicos, químicos, geológicos y meteorológicos que operan simultáneamente y definen los perfiles o características de los ambientes de la zona costera de una región.

Lo anterior permite identificar a las Investigaciones Costeras como un campo de trabajo multi e interdisciplinario que busca abordar y resolver los problemas complejos que se presentan en la franja litoral y áreas adyacentes, principalmente por presiones de desarrollo que genera el uso desordenado del territorio, con el fin de proporcionar la información científica necesaria para impulsar y consolidar políticas públicas (legislación), así como la elaboración de planes y proyectos, para la toma de decisiones informadas de manera crítica y creativa que conduzcan al manejo sostenible del entorno costero.

Por lo tanto, el objetivo de este libro es proporcionar al lector ejemplos de trabajos en el área de las Investigaciones Costeras que abordan una amplia gama de temas que implican tanto investigación básica como aplicada.

Los capítulos del libro se adentran en la química del océano; la formación, ecología de poblaciones y comunidades, y el estado actual de los arrecifes coralinos, así como del efecto que tiene sobre ellos el cambio climático y la acidificación del mar, además de otros seres vivos como los equinodermos y los peces; sobre la relación entre la ballena jorobada y la huella ecológica; fotoidentificación de ballenas jorobadas; el turismo de naturaleza; la pesca ribereña, humedales y aves acuáticas costeras; así como sobre la biología, ecología y explotación de langostinos del género *Macrobrachium*.

Los coordinadores.

CAPÍTULO 1

Introducción a la química marina: importancia de los principales nutrientes inorgánicos en el océano

Janet Reimer
Alma Paola Rodríguez-Troncoso

La química marina comprende el estudio de las propiedades químicas del agua de mar, así como de los ciclos de los elementos que la componen. Los mismos elementos que se encuentran en la biosfera (capa superficial de la tierra en donde se desarrolla la vida), están presentes en el agua de mar y son igualmente importantes en ambos ambientes. Dentro de los componentes principales se encuentran el carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P), hierro (Fe) y sílice (Si) en su forma inorgánica; y su importancia radica en que todos estos son los responsables de la producción de materia orgánica. En el agua de mar, la forma inorgánica de estos elementos se encuentra disuelta y son los nutrientes utilizados principalmente para el proceso de fotosíntesis, en donde el fitoplancton, conformado por el conjunto de microalgas en presencia de la luz visible y junto con los nutrientes, fijan el carbono disponible para producir la energía que requieren para sus procesos metabólicos, pero además, como producto de desecho, generan oxígeno el cual es liberado al medio circundante (Redfield *et al.*, 1963). De hecho, todas las formas de vida oceánicas están interconectadas y dependen de la composición química del agua de mar y del fitoplancton, el cual compone la base de la cadena alimenticia. En este capítulo revisaremos los elementos más importantes del agua de mar (C, N, P, Si y Fe) junto con sus ciclos; y además, cómo el impacto humano (denominado como antropogénico) afecta la composición de algunos de estos elementos, donde aquellos elementos que son indispensables para la vida, han incrementado sus concentraciones debido a la influencia del hombre, y en algunos casos dependiendo de otras condiciones en el océano tales como temperatura, masas de agua, entre otros, se pueden volver tóxicos para los organismos marinos. Los ciclos y presencia de los nutrientes son diferentes en las

zonas costeras, las cuales son mucho más dinámicas con respecto a las oceánicas, pero independientemente de esta regionalización, dichos ciclos determinarán la distribución y abundancia de los organismos de menor tamaño como son el fitoplancton o el zooplancton hasta los de mayor talla como los mamíferos marinos.

Ciclos de los nutrientes más importantes

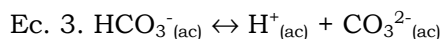
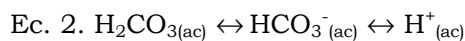
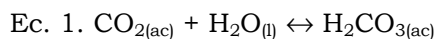
Carbono y dióxido de carbono (CO₂)

En los océanos, el C orgánico se puede encontrar tanto en forma particulada como disuelta. En su forma particulada está asociado como componente esencial a todas las formas de vida, desde estructuras microscópicas como el fitoplancton hasta grandes organismos como lo son las ballenas; mientras que disuelto se encuentra en toda la columna de agua y se considera en esta clasificación cuando su tamaño de partícula es menor de 0.4 µm. El carbono inorgánico disuelto se encuentra en diferentes formas como: dióxido de carbono (CO₂), bicarbonato (HCO₃⁻) y carbonatos (CO₃²⁻) que en su conjunto, forman el carbono inorgánico disuelto total (CIDT). La presencia de ambos tipos de carbono dependen uno del otro por factores tanto bióticos (es decir, su presencia y uso en organismos vivos) como abióticos (en donde otros factores como la temperatura, el transporte de masas de agua y la estratificación de la columna de agua juegan un papel muy importante).

Como se mencionó anteriormente, el carbono orgánico está presente en los organismos (componente biótico del ecosistema). Cuando un individuo muere, las bacterias por procesos tanto aeróbicos como anaeróbicos, es decir con y sin presencia de oxígeno, rompen sus compuestos orgánicos en componentes químicos inorgánicos, a lo cual se le conoce como proceso de remineralización bacteriana; posteriormente, estos componentes inorgánicos son liberados en el agua como «nutrientes» disueltos, los cuales están disponibles de manera libre, a este proceso se le conoce como reciclaje (Azam *et al.*, 1983). Los nutrientes inorgánicos en presencia de luz, son consumidos por organismos fotosintéticos como las microalgas (las cuales en agrupaciones con todas las diferentes especies, comúnmente se denomina fitoplancton) quienes llevan a cabo el proceso de fotosíntesis y que son responsables de la mayor productividad primaria en los sistemas

oceánicos; este proceso no es exclusivo de las microalgas, ya que otros organismos como las macroalgas, pastos marinos y corales asociados a las zonas costeras, igualmente requieren de dichos nutrientes para sus actividades energéticas diarias.

Además de ser nutrientes esenciales para los productores primarios, las formas inorgánicas del carbono (CO_2 , HCO_3^- y CO_3^{2-}) son las responsables de amortiguar, es decir, mantener estable el pH (potencial hidrógeno, que se define como una escala que mide la acidez o alcalinidad en una solución acuosa) del agua de mar. En el océano, en el momento en que el CO_2 se difunde de la atmósfera hacia la superficie del agua, se inicia el ciclo de la fotosíntesis/respiración (fijación/producción de CO_2) y el conocido como sistema de los carbonatos (proceso de precipitación y disolución de cristales de carbonato de calcio [CaCO_3]). Cada forma inorgánica del carbono interviene en procesos diferentes. La fotosíntesis (proceso que se lleva a cabo tanto en el fitoplancton como en las macroalgas), es responsable de transformar (o fijar) el CO_2 inorgánico disuelto en el agua de mar en moléculas orgánicas; en cambio, los otros dos componentes de carbono inorgánico disuelto (HCO_3^- y CO_3^{2-}) no son directamente utilizados en procesos biológicos pero son importantes para mantener estable la termodinámica del agua marina (Falkowski y Raven, 1997). El sistema de los carbonatos funciona de manera cíclica, dado que el CO_2 es constantemente absorbido y liberado desde el océano, las concentraciones de sus componentes dentro del sistema de los carbonatos se encuentran en flujo constante. Cuando el CO_2 es liberado debido a la remineralización bacteriana y a su vez, disuelto en al agua de mar, o bien, es transferido de la atmósfera (por medio de fuerzas turbulentas y difusoras tales como vientos, temperatura, olas, entre otros; ver Wanninkhof y McGillis, 1999), se producen una serie de reacciones descritas en las ecuaciones 1 a 3 que involucran como compuestos principales los iones de C y la molécula del agua (H_2O):



Las reacciones descritas son las responsables del pH del agua, ya que intervienen en la concentración de iones H^+ producidos en el sistema. El dióxido de carbono se encuentra en un flujo constante, inicialmente, el proceso de fotosíntesis remueve CO_2 del agua de mar generando que el sistema tenga una deficiencia de dióxido de carbono, y dado que generalmente hay una mayor concentración de CO_2 en la atmósfera que en el océano, se genera un gradiente de concentraciones, permitiendo que más CO_2 se disuelva de la atmósfera hacia el océano. Cuando las condiciones son inversas es decir, que las concentraciones de dióxido en la superficie del agua es mucho mayor que el atmosférico, el CO_2 se disuelve nuevamente a la atmósfera, sucediendo esto de manera constante con el fin de que el sistema se mantenga en un continuo equilibrio termodinámico (Libes, 2011).

En las condiciones actuales, el océano es responsable de la toma de aproximadamente el 25% de las emisiones globales industriales de CO_2 producidas, las cuales están estimadas en 7 pG Carbono año⁻¹, cifra que se está elevando constantemente (Takahashi *et al.*, 2009); por lo tanto, el océano actúa como un reductor de la cantidad de CO_2 atmosférico. Sin embargo, la difusión de altas concentraciones de CO_2 atmosférico puede causar un desbalance en el sistema de amortiguamiento del carbonato, en donde, al liberarse grandes cantidades de H^+ , el pH del agua de mar disminuye y esto produce que se vuelva más ácida. Este proceso es conocido como acidificación del océano y puede entre otros efectos, causar el blanqueamiento en los corales (Anthony *et al.*, 2008) y la muerte de otros organismos planctónicos incluyendo larvas de invertebrados (Barry *et al.*, 2005). Actualmente se sabe que el pH del océano tiene valores de entre 7.5-8.4 unidades, sin embargo, cada año los valores aumentan, generando condiciones de mayor acidez en el sistema; los efectos del cambio en el pH se explicarán más adelante.

Fósforo y Nitrógeno

El fósforo (P) al igual que el carbono, es un nutriente esencial utilizado por el fitoplancton para el proceso de fotosíntesis (Falkowski y Raven, 1997). En el agua de mar, el P en forma de nutriente se encuentra como fosfato (PO_4^{3-}) y es generalmente considerado como un nutriente limitante, ya que se encuentra en bajas concentraciones, lo cual restringe el potencial de la producción primaria del fitoplancton a diferentes escalas temporales; desde escalas cortas en horas hasta muy largas en millones de años (Sañudo-

Whihelmy *et al.*, 2001). La distribución del P en los océanos está considerada como una distribución «típica» de nutriente (Libes, 2011). Esto significa que hay un gradiente de concentración del elemento, en donde las concentraciones en la zona eufótica (la cual, es la capa superior de agua hasta donde penetra la luz generalmente asociada hasta los 100 m de profundidad) son bajas, ya que es la capa de agua donde el fitoplancton consume de manera activa y constante el P llevándolo a concentraciones cercanas a cero. Por debajo de la zona eufótica se encuentra la zona afótica en donde no hay presencia de luz visible y, sin actividad fotosintética, el fosfato va incrementando su concentración en relación con la profundidad (Libes, 2011); asimismo, con la profundidad, el oxígeno disminuye y se aumenta la actividad bacteriana las cuales remineralizan la materia orgánica que se va hundiendo, produciendo nuevamente componentes inorgánicos que se disolverán en la columna de agua.

Cabe resaltar que la concentración de PO_4^{3-} es diferente en cada región del océano, con diferencias no solamente geográficas sino con las características de las masas de agua, ya que depende de la edad de las masas de agua. Las aguas más viejas se producen a partir de masas de agua profundas en la zona del Atlántico Norte y se caracterizan por ser muy densas (es decir presentan alta salinidad) y frías; dichas aguas se hunden y han viajado por el planeta vía circulación termohalina por aproximadamente 10,000 años. Las aguas más jóvenes encontradas en el Noratlántico se caracterizan por tener las concentraciones más bajas de PO_4^{3-} , el cual va en incremento en los océanos Pacífico e Índico donde las aguas son más viejas; dicho aumento se debe a la acumulación de organismos y nutrientes en el agua (Lalli y Parsons, 1997).

Además de las diferencias con respecto a la profundidad, las concentraciones de PO_4^{3-} son típicamente más elevadas en la zona costera que en el océano abierto debido a diferentes factores: 1) En la zona costera existe una mayor concentración de vida marina, la cual al morir está disponible para que las bacterias las remineralicen; 2) hay un continuo aporte continental de PO_4^{3-} a través de los ríos, ya que hay una contribución continua de PO_4^{3-} proveniente de la erosión en las rocas provocada por el flujo de agua y de la contaminación que se vierte directamente a los ríos; y 3) el aporte directo de los contaminantes generados en la zona costera asociados principalmente a las aguas de desecho (tanto materia orgánica como inorgánica proveniente de detergentes), y canales de riego que acarrean fertilizantes (Ruttenberg, 2003). Este incremento en nutrientes, resultado

tanto de la contaminación como de procesos naturales, puede llevar a un desbalance por exceso de PO_4^{3-} y que se conoce como proceso de eutrofización.

En condiciones normales el fitoplancton utiliza los nutrientes C, N y P en una proporción fija de 106:16:1 (C:N:P); esto significa que por cada mol de PO_4^{3-} que es consumido, la célula de fitoplancton requiere 16 moles de nitrato y 106 de CO_2 . Generalmente, la reacción está determinada por el consumo de PO_4^{3-} , debido a que es el nutriente limitante. Cuando las concentraciones son más altas de lo normal en el sistema, se observa un efecto directo en la biomasa de fitoplancton por la disponibilidad ilimitada de dicho compuesto para el proceso de fotosíntesis y, por lo tanto, la microalga genera suficientes productos energéticos para crecer y reproducirse asexualmente en cantidades exponenciales. Cabe resaltar que las proporciones de nutrientes antes mencionadas son datos promedio y debe de considerarse que algunas especies de fitoplancton tienen requerimientos nutricionales más altos o más bajos. En cualquiera de los casos, el incremento de los nutrientes limitantes (por efecto natural o antropogénico) provocará un afloramiento o «bloom» de fitoplancton, definido como un incremento abrupto en la densidad de células ó microalgas y, por lo tanto, en la biomasa (Anderson *et al.*, 2002). En las últimas décadas, estos afloramientos se han vuelto más frecuentes en las aguas costeras, y en algunos casos pueden ser tóxicas para los organismos marinos e inclusive para los humanos (Backer y McGillicuddy, 2006); pero además, el exceso de PO_4^{3-} debido a la contaminación, puede provocar un cambio en la dominancia de las especies de algas o plantas (pastos marinos) dentro de una región (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007). Estos cambios en la dominancia de las especies puede generar un desequilibrio ecológico; por ejemplo, en los sistemas arrecifales, los cuales se caracterizan por ser ecosistemas pobres en nutrientes, un incremento tiene como consecuencia el aumento en la cobertura de las macroalgas, las cuales compiten por espacio y luz con los corales, lo cual puede llevar a una pérdida de cobertura de coral y afectar además a los organismos asociados directamente a ellos (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

Otro nutriente importante es el nitrógeno (N), del cual su concentración es mayor a la del P, debido a que la atmósfera es la principal fuente de nitrógeno inorgánico como N gaseoso ($\text{N}_{2(\text{g})}$) hacia el océano (Karl *et al.*, 1997) y es importante en la producción de carbono orgánico por medio de la fijación de nitrógeno, en donde algunas algas filamentosas y las ciano-

bacterias utilizan el $N_{2(g)}$ junto con CO_2 disuelto para crear materia orgánica; este proceso sucede en áreas oceánicas en donde las concentraciones de N son limitadas (Capone *et al.*, 2005) y como efecto adaptativo los organismos tienen la capacidad de fijar diferentes especies de N.

La distribución típica del N en los océanos se caracteriza por tener una concentración baja en la zona eufótica, seguida de un decremento en aguas profundas; asimismo, hay mayores concentraciones en las aguas viejas del Pacífico en relación con las aguas más jóvenes del Atlántico (Libes, 2011). Sin embargo, al igual que con el P, en los últimos años se ha generado un incremento en las fuentes de N asociadas directamente con las actividades humanas. Este incremento afecta las reacciones químicas en el océano de varias especies nitrogenadas, donde la más dañina es el óxido nitroso (N_2O), el cual es un gas denominado de efecto invernadero (Duce *et al.*, 2008). El óxido nitroso junto con otros gases como el metano, CO_2 y los clorofluorocarbonos artificiales contribuyen de manera sustancial al Cambio Climático Global; además regionalmente, el exceso de N en las zonas costeras, puede estar asociado al vertimiento de fertilizantes en las aguas de riego que desembocan a los ríos (Barton y Atwater, 2002). Asimismo, las emisiones antropogénicas de las diferentes especies de N atmosférico, al momento de entrar al océano forman ácidos los cuales afectan a la larga los niveles de pH del mar.

Sílice

El sílice (Si) aunque es utilizado por muchas especies fitoplanctónicas, es de especial importancia para un grupo específico conocido como diatomeas, las cuales tienen la característica de formar una estructura externa dura denominada concha. La abundancia de las diatomeas en el océano es tan grande que se considera como uno de los organismos más importantes, debido a que por la gran densidad que alcanzan, son uno de los mayores productores de carbono inorgánico y consecuentemente, contribuyen a la remoción de CO_2 del océano y de la atmósfera (Martin-Jezequel *et al.*, 2000). La concha de Si es dura y protege al organismo del medio exterior, debido a esto, cuando el organismo muere se va al fondo y el tejido de la diatomea se preserva en los sedimentos (fondo marino). Aquellas muestras de sedimento con altas concentraciones de diatomeas son comúnmente utilizadas para estudios paleoceanográficos (p. ej. Harrison, 2000), ya que al caracterizar la materia orgánica (diatomeas muertas) preservada dentro

del Si se puede conocer la composición química del agua oceánica asociada durante el tiempo en que el organismo estaba vivo.

Hierro

Por otro lado, el hierro (Fe) es otro nutriente limitante en la producción y mantenimiento del fitoplancton marino (Martin *et al.*, 1990). El Fe disuelto que es biológicamente utilizable se encuentra en muy bajas concentraciones en aguas con altas cantidades de oxígeno y su solubilidad depende del pH del agua de mar (Strum y Morgan, 1996). La forma más común de encontrar el hierro en el océano es acumulado en los sedimentos marinos como óxido de hierro o mineral como la pirita (Berner, 2004). De ellos, ninguno puede ser utilizado directamente, por lo que el Fe como nutriente inorgánico es aportado directamente por los sedimentos acarreados por los ríos desde el continente (Mahowald *et al.*, 2005); por lo tanto, las mayores concentraciones se encuentran en las zonas costeras. La función del Fe en el aporte a la productividad primaria está estrechamente ligada al proceso de la fotosíntesis, dado que el fitoplancton para iniciar el proceso en presencia de luz, acepta electrones los cuales son transportados a través del fotosistema por medio del complejo Citocromo que utiliza el Fe como cofactor, y sin su presencia la cadena de electrones se quedaría atrapada en el fotosistema I; asimismo, durante el proceso de fijación de CO₂ (Ciclo de Calvin-Benson) la enzima RUBISCO, que además de ser la encargada de catalizar las reacciones que transforman el C inorgánico en orgánico, tiene la capacidad de fijar algunas especies de nitrógeno utilizando Fe (Falkowski y Raven, 1997).

Por lo tanto, al igual que en el PO₄³⁻, debe de haber suficiente Fe disponible, ya que se convierte en un elemento limitante en el funcionamiento, sobrevivencia y reproducción del fitoplancton.

Consecuencias del exceso de nutrientes en el océano

Como se mencionó anteriormente, una de las características más importantes del océano es su habilidad de actuar como amortiguador ante las diferencias de las concentraciones de CO₂ entre el océano-atmósfera, manteniendo un equilibrio termodinámico. Sin embargo, en las últimas décadas, debido al incremento en las emisiones de dióxido de carbono, la química

del océano ha cambiado, lo que ha generado condiciones de aguas «ácidas». A este proceso se le ha denominado acidificación del océano y, actualmente, se sabe que puede afectar de manera significativa los ciclos fisiológicos básicos, tales como la reproducción y crecimiento de los diferentes taxones marinos (Doney *et al.*, 2012; Kroeker *et al.*, 2013).

Debido a la importancia y al efecto que ha tenido la acidificación del océano (y en los ambientes terrestres), sobre todo en las zonas costeras, así como al impacto económico elevado que se espera tenga en las próximas décadas, se han desarrollado numerosos estudios para cuantificar el daño generado y conocer los diferentes mecanismos de respuesta adoptados por los organismos para hacerle frente (ver Sandford y Kelly, 2011; Doney *et al.*, 2012; Andersson y Gledhill, 2013). Por ejemplo, en las costas de Oregon, EUA, la influencia de las aguas ácidas circundantes han tenido un efecto negativo en la formación de conchas de carbonato de calcio de ostras y bivalvos marinos de importancia comercial (Barton *et al.*, 2012), y este efecto no se observa solo en la actividad pesquera, sino en las granjas de esta misma región, teniendo un fuerte impacto negativo sobre la economía regional. Aunado a esto, se ha encontrado que las aguas ácidas en las regiones tropicales pueden ser un factor que produzca blanqueamiento en los corales (Anthony *et al.*, 2008; Ban *et al.*, 2014), lo cual no solamente puede llevar a la mortandad coralina afectando la biodiversidad del ecosistema coralino, sino también tiene un impacto en las divisas generadas por la actividad del ecoturismo en las zonas arrecifales.

Aunque la acidificación tiene un efecto global, las zonas con influencia de surgencias serán regiones mucho más vulnerables. Las surgencias son resultado de un conjunto de procesos físicos: inicialmente, el viento transporta agua superficial con una direccionalidad casi perpendicular a su dirección, conforme el agua superficial es arrastrada lejos de la costa, se forma un «vacío» en la zona superficial, ante lo cual las aguas profundas que se encuentran por debajo de este vacío, son forzadas a surgir y ocupar el lugar de las aguas superficiales que fueron transportadas hacia la zona oceánica. Estas aguas se caracterizan por ser frías, altas en nutrientes y con mayor acidez y su «afloramiento» en la zona costera afecta estacionalmente diferentes regiones; de hecho en el Pacífico mexicano, la influencia anual de la Corriente de California provoca condiciones de aguas, además de ácidas, ricas en CO₂ (Feely *et al.*, 2008).

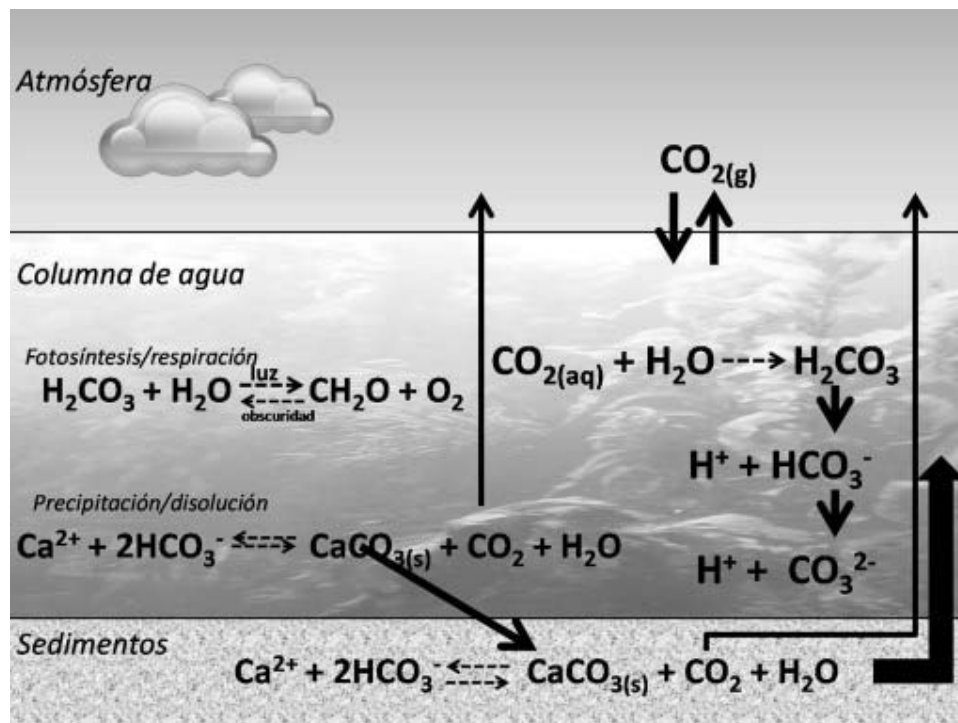
Sin embargo, aunque las surgencias provocan condiciones de mayor acidez en algunas regiones costeras, el proceso de la acidificación del océa-

no a nivel global se encuentra directamente relacionado con el sistema marino de los carbonatos, con los procesos de fotosíntesis y respiración, así como con la precipitación y disolución del carbonato (Figura 1). De manera natural el CO_2 atmosférico en forma de gas, se disuelve por difusión simple en la superficie oceánica mezclándose con el agua, y promoviendo la formación de ácido carbónico (H_2CO_3), el cual es un compuesto biológicamente utilizable y es consumido por el fitoplancton para la fijación de carbono; sin embargo, al mismo tiempo que se está consumiendo dióxido de carbono (fijación por fotosíntesis) éste es liberado por el proceso de respiración, regresando a la columna de agua. Ante el incremento en la presión parcial de CO_2 (es decir, en su concentración) debido a que no está siendo utilizado en el sistema, el ácido carbónico, el bicarbonato (HCO_3^-) y los iones de carbonato (CO_3^{2-}) sufren diferentes reacciones de disociación en la columna de agua (Smith, 2012) afectando los procesos de crecimiento de organismos calcificadores.

Al alterarse las reacciones de disociación (Figura 1) se desequilibra también la reacción de precipitación/disolución, evitando que los organismos que poseen conchas o esqueletos calcáreos (p. ej. corales, erizos, bivalvos, entre otros) precipiten cristales de CaCO_3 , y por lo tanto, no puedan crecer; asimismo, se afectan otros procesos como la formación de minerales de origen abiótico formados en los sedimentos marinos, tales como la fluoropatita carbonatada (Ruttenberg y Berner, 1993). El proceso de precipitación de carbonato de calcio no es infinito, el sistema puede reaccionar de manera inversa en donde los cristales de CaCO_3 formados pueden ser nuevamente disueltos en la columna de agua o en los sedimentos, y reaccionando en la liberación del CO_2 de regreso al agua y consecuentemente a la atmósfera.

La «acidificación del océano» ocurre cuando los iones de hidrógeno (H^+) son liberados al agua como resultado de las reacciones del sistema de carbonato; al aumentar la disponibilidad de H^+ hay un incremento en la concentración de HCO_3^- y CO_3^{2-} , que a su vez afecta el estado de saturación y precipitación de las diferentes especies de CaCO_3 (Ridgewell y Zeebe, 2005); es decir, cuando el CaCO_3 se disuelve los iones de HCO_3^- son liberados y por lo tanto se disocia un H^+ , resultando en el decremento del pH del agua de mar, pero a su vez el proceso de formación de los minerales de CaCO_3 que pueden ser según su conformación de aragonita o calcita, genera un desequilibrio termodinámico (Sabine *et al.*, 2004). Mientras que la precipitación de CaCO_3 y la fijación de CO_2 (vía fotosíntesis) esté balancea-

Figura 1. Ciclo general de carbono en su interacción océano-atmósfera. En el esquema se representa el intercambio activo de CO_2 en forma de gas por difusión simple y su reacción dentro de la columna de agua.



da, entonces la adición de CO_2 atmosférico llevará a que el sistema de los carbonatos este equilibrado y por lo tanto se mantendrá el pH del agua de mar cerca de un valor neutral (Smith, 2012). Sin embargo, debido al incremento en las emisiones de dióxido de carbono producto de las actividades antropogénicas, hay una mayor concentración de CO_2 disolviéndose en el océano. Así, el sistema de amortiguamiento de los carbonatos se desbalancea y, con el fin de regresar al equilibrio termodinámico, libera protones. Lo anterior, se cuantifica como un decremento del pH del agua, lo que genera condiciones ácidas (Feely *et al.*, 2008).

Por lo tanto, hay una correlación directa entre el CO_2 y la acidificación del océano: conforme más CO_2 se disuelve en el océano, el equilibrio termodinámico busca un balance con respecto al estado de saturación, de manera esquemática, las ecuaciones 2 y 3 mostradas previamente reaccionan hacia la derecha y como resultado en vez de que se precipiten cris-

tales de CaCO_3 este se disuelve, por lo que su disponibilidad disminuye afectando el estado de saturación, el cual está representado como:

$$\text{Ec. 4. } \Omega = ([\text{Ca}^{2+}] \times [\text{CO}_3^{2-}]) / k_{\text{sp}}$$

donde el estado de saturación es igual a la concentración de los iones individuales divididos por el producto de los iones en equilibrio. Cuando el resultado es mayor a 1, se da la precipitación de CaCO_3 , y cuando el valor es menor a 1, se disuelve (Feely *et al.*, 2004). En un escenario normal, la precipitación ocurre en aguas someras mientras que la disolución se observa en aguas profundas, ya que como se mencionó anteriormente, las masas de agua más profundas se caracterizan por ser ácidas y solamente durante los periodos en donde se observan los eventos de surgencia, las aguas someras tienen características ácidas generando estacionalmente condiciones en las que se produce el proceso de disolución (Zeebe y Westbroek, 2003).

Por lo tanto, de manera natural, las especies calcificadoras son afectadas anualmente durante periodos cortos por condiciones ácidas; sin embargo, conforme hay un aumento en la disolución de CO_2 en el océano el agua, sin importar si es somera o profunda, tiene condiciones de mayor acidez evitando la calcificación y, en algunos casos, promoviendo la disolución del CaCO_3 . Bajo este escenario, en donde el sistema está tratando de amortiguar el exceso de dióxido de carbono, éste temporalmente será expulsado del océano durante los periodos de surgencia del CO_2 . Aquí las masas de agua ácidas tendrán contacto con la atmósfera, en donde la concentración de dióxido de carbono es menor y, por lo tanto, en vez de que el océano funcione como un sumidero se convierte en un generador (Wanninkhof, 1992).

Se ha dicho que los nutrientes llegan al océano por diversas fuentes. Entre estas se tiene a los aportes continentales a través de los ríos (pueden ser constantes o estacionales) y estuarios; los cuales, cuando además de su contenido natural tienen aporte antropogénico de campos de cultivo o de vertederos de desecho, provocan una saturación de nutrientes e inician el proceso conocido como eutroficación (Nixon, 1995). El balance (negativo o positivo) en el proceso de eutroficación está determinado por la cantidad de nutrientes que entran al sistema y por la capacidad de éste para utilizarlos, liberarlos, diluirlos o expulsarlos hacia aguas abiertas (oceánicas) en donde, al disminuir su concentración (por la relación entre la concen-

tración de nutrientes con los altos volúmenes de agua) no causan un efecto en el sistema de los carbonatos (Jickells, 1998). Los modelos que se han generado en los últimos años realizan aproximaciones utilizando modelos matemáticos que han determinado a la eutroficación (más que al incremento en la concentración de CO_2), como uno de los principales factores que afectarán al sistema de los carbonatos, ya que un incremento en los nutrientes causa de manera directa un incremento en la productividad primaria y, en consecuencia, a la acidificación (Borges y Gypens, 2010). Sin embargo, hasta el momento no se ha logrado cuantificar con exactitud la relación acidificación-eutroficación, por lo que se ha sugerido que dichos modelos son correctos pero con predicciones y escenarios que se observarán en una escala mayor de tiempo.

Aunque se han establecido diferentes escenarios con el efecto de ambos factores, no se sabe con exactitud cuál será la magnitud del daño a los ecosistemas costeros. En ambos casos, se produce un desequilibrio en el sistema de los carbonatos que está generando reacciones constantes, con el fin de mantener una homeostasis del sistema. Las consecuencias se han observado en las últimas décadas en los ecosistemas costeros. Uno de los más afectados son las comunidades coralinas, en donde ocurre un efecto combinado entre la disminución en la tasa de crecimiento de los organismos calcificadores (donde los corales no solamente se ven afectados en su crecimiento, sino que al disminuir su extensión se perturba directamente a los organismos asociados y a los que dependen directa o indirectamente del ellos) y el incremento en los nutrientes que genera bajas concentraciones de oxígeno (que son condiciones favorables para la proliferación de otros grupos como son las macroalgas), lo que en un futuro producirá un cambio total en los organismos que ocupan actualmente los ecosistemas arrecifales (Szmant, 2002; Hoegh-Guldberg, 2014). La preocupación ante este escenario, no es solamente por mantener unos de los ecosistemas que están considerados dentro de los más biodiversos, sino por la pérdida de los bienes y servicios que se obtienen de ellos, desde el efecto en las pesquerías, la protección a las zonas costeras aledañas y hasta la pérdida de su valor escénico actualmente explotado.

Se debe resaltar que aunque los nutrientes C, N, P, Si y Fe son los más significativos en el contexto marino, existen muchos otros compuestos químicos importantes en el agua de mar; es por esto que la oceanografía química tiene un gran campo de estudio. Sin embargo, la importancia de conocerlos radica en que la base de la vida, tanto en los océanos como en

la Tierra, está basada en la evolución química y en los ciclos de nutrientes que ocurren en el océano (Holland, 1984). Los ciclos de los nutrientes previamente descritos controlan la producción primaria global así como las concentraciones y destino del CO₂ atmosférico; y esto en su conjunto, determina a corto y largo plazos la distribución y abundancia de todos los organismos marinos de las distintas regiones del océano. Por lo tanto, es importante conocer el daño que se le está generando a todos los ecosistemas de los cuales dependemos, debido a los altos niveles de contaminación generado por el hombre.

El grado de impacto en el ámbito mundial está determinado por el nivel de desarrollo en las diferentes naciones. Aquellos países de primer mundo generan la mayor cantidad de desechos tanto orgánicos como inorgánicos. Sin embargo, aunque se ha buscado en los últimos años disminuir tanto las emisiones de CO₂, como la cantidad de contaminantes producidos, las actividades socioeconómicas siempre tendrán productos de desecho que eventualmente llegarán hacia las zonas costeras.

En el caso de México, ya se han observado indicios de los efectos del incremento en la concentración de nutrientes inorgánicos, principalmente carbono, nitrógeno y fósforo en la zona costera. En la costa norte del Pacífico mexicano, influenciada por la corriente costera de California, se presentan aguas con características ácidas (Feeley *et al.*, 2008). En general, en las costas tanto del Pacífico como del Caribe, los sitios con mayor impacto antropogénico están relacionados con las regiones con desarrollo de comunidades coralinas, pastos o algas que son considerados como ecosistemas con alta productividad primaria, los cuales sufren de un continuo aporte de nutrientes provenientes tanto del continente como del vertimiento directo en la costa (Reyes y Merino, 1991; Justic *et al.*, 2005).

A diferencia de la acidificación que es un fenómeno que va en incremento y tendrá un efecto a largo plazo, el afloramiento masivo de microalgas tóxicas o comúnmente denominadas mareas rojas (por el color rojo que se presenta ante la presencia de algunas especies de microalgas) también es un problema recurrente y estacional en las zonas costeras (Backer y McGillicuddy, 2006; Cortés-Lara *et al.*, 2012). Aunque el incremento en el vertimiento de contaminantes promueve un mayor número de episodios de afloramientos, también se deben considerar las condiciones oceanográficas propias del lugar. En la región del Pacífico central mexicano, tanto por la influencia de surgencias estacionales como por el incremento de los contaminantes, se registran anualmente florecimientos algales, los cuales en

algunos casos se han registrado con mayor recurrencia (Cortés-Lara, 2005), así como algunos registros recientes de especies invasoras (Cortés-Lara *et al.*, 2003, 2004) que pueden o no ser tóxicas dependiendo de la especie y de la concentración en la que se presentan (Cortés-Lara *et al.*, 2012).

Lo anterior, no solamente produce problemas de salud pública, sino altas pérdidas económicas en las pesquerías de la región (Cortés-Lara *et al.*, 2010); por lo que es necesario tener un control sobre la cantidad de nutrientes de origen antropogénico que se vierten a los sistemas acuáticos. Pero, antes de iniciar medidas de mitigación de daños sobre los ecosistemas costeros, se deben de conocer y caracterizar las fuentes más importantes y determinar de manera individual el efecto negativo que generan. Posteriormente, se deberán generar medidas activas que permitan controlar el vertimiento de aguas de desecho, contaminantes, entre otros, con el fin de promover el mantenimiento de los ecosistemas costeros y conservar los bienes y servicios que nos proporcionan, no solamente en la actualidad, sino para las futuras generaciones.

Referencias

- Anderson, D. M., P. M. Glibert y J. M. Burkholder, «Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences», *Estuaries*, 25 (2002), pp. 704-726.
- Andersson, A. J. y D. Gledhill, «Ocean Acidification and Coral Reefs: Effects on breakdown, dissolution, and net ecosystem calcification», *Annual Reviews on Marine Science*, 55 (2013), pp. 321-348.
- Anthony, K. R. N., D. I. Kline, G. Díaz-Pulido, S. Dove y O. Hoegh-Guldberg, «Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders», *Proceeding of the National Academy of Sciences*, 105 (2008), pp. 17442-17446.
- Azam, F., T. Fenchel, J. Field, J. Gray, L. Meyer-Reil y F. Thingstad, «The ecological role of water-column microbes in the sea», *Marine Ecology Progress Series*, 10 (1983), pp. 257-263.
- Backer, L. y D. McGillicuddy, «Harmful algal blooms», *Oceanography*, 19 (2006), pp. 94-106.
- Ban, S. S., N. A. J. Graham y S. R. Connoly, «Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs», *Global Change Biology*, 20 (2014), pp. 681-697.

- Barry, J., K. Buck, C. Lovera, L. Kuhnz y P. Whaling, «Utility of deep sea CO₂ release experiments in understanding the biology of a high-CO₂ ocean: Effects of hypercapnia on deep sea meiofauna», *Journal of Geophysical Research*, 110 (2005), doi:10.1029/2004JC002629.
- Barton, A., B. Hales, G. G. Waldbusser, C. Langdon y R. A. Feely, «The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels: Implications for near-term ocean acidification effects», *Limnology and Oceanography*, 57 (2012), pp. 698-710.
- Barton, P. K. y J. W. Atwater, «Nitrous oxide emissions and the anthropogenic nitrogen in waste water and soil waste», *Journal of Environmental Engineering*, 12 (2002), pp. 137-150.
- Berner, R. A., *The phanerozoic carbon cycle*, Oxford University Press, Londres, 2004.
- Borges, A. y N. Gypens, «Carbonate chemistry in the coastal zone responds more strongly to eutrophication than to ocean acidification», *Limnology and Oceanography*, 55 (2010), pp. 199-219.
- Capone, D. G., J. A. Burns, J. P. Montoya, A. Subramaniam, C. Mahaffey, T. Gunderson, A. Michaels y E. J. Carpenter, «Nitrogen fixation by *Trichodesmium* spp.: An important source of new nitrogen to the tropical and subtropical North Atlantic Ocean», *Global Biogeochemical Cycles*, 19 (2005), doi:10.1029/2004GB002331.
- Cortés-Lara, M. C., «Florecimiento primaveral de *Alexandrium* sp. Halim, en aguas costeras de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México», *Revista Biomédica*, 26 (2005), pp. 147-149.
- , R. Cortés-Altamirano y A. Cupul-Magaña, «First Record of *Fibrocapsa* of japonica in Matanchén Bay Nayarit, Mexican Pacific Coast», *Harmful algae news*, 24 (2003).
- , R. Cortés-Altamirano y R. Alonso-Rodríguez, «Presencia de *Cochlodinium catenatum* (Gymnodinales: Gymnodinaceae) en mareas rojas de Bahía de Banderas en el Pacífico mexicano», *Revista Biología Tropical*, 52 (2004), pp. 35-50.
- , R. Cortés-Altamirano y R. Alonso-Rodríguez, «*Eutreptiella marina* (Euglenophyceae) blooms causes significant fish kills in Banderas Bay, Jalisco, Mexico», *Harmful Algae News: an IOC Newsletter on Toxic Algae and Algal Blooms*, 42 (2010), pp. 12-13.
- , R. Cortés-Altamirano, A. Cupul-Magaña, L. V. Rodríguez-Nava y F. Vega-Villasante, *Guía de florecimientos microalgales (2000-2011) cau-*

- santes de mareas rojas en la Bahía de Banderas Jalisco-Nayarit*, Universidad de Guadalajara, México, 2012.
- Doney, S. C., M. Ruckelshaus, J. E. Duffy, J. P. Barry, F. Chan, C. A. English, H. M. Galindo, J. M. Grebmeier, A. B. Hollowed, N. Knowlton, J. Polovina, N. N. Rabalais, W. J. Sydeman y L. D. Talley, «Climate Change Impacts on Marine Ecosystems», *Annual Reviews on Marine Science*, 4 (2012), pp. 11-37.
- Duce, R. A., J. LaRoche, K. Altieri, K. R. Arrigo, A. R. Baker, D. G Capone, S. Cornell, F. Denter, J. Galloway, R. S. Ganeshram, R. J. Geider, T. Jickells, M. M. Kuypers, R. Langlois, P. S. Liss, S. M. Liu, J. J. Middelburg, C. M. Moore, S. Nickovic, A. Oschilies, T. Pedersen, J. Porspero, R. Shlitzer, S. Seitzinger, L. L. Sorensen, M. Uematsu, O. Ulloa, M. Voss, B. Ward y L. Zamora, «Impacts of atmospheric anthropogenic nitrogen on the open ocean», *Science*, 320 (2008), pp. 893-897.
- Falkowski, P. y J. Raven, *Aquatic Photosynthesis*, Blackwell Science, Massachusetts, EUA, 1997.
- Feeley, R., C. Sabine, J. Hernandez-Ayon, D. Ianson, y B. Hales, «Evidence for upwelling of corrosive 'acidiued' water onto the continental shelf», *Science*, 320 (2008), pp. 1490-1492.
- Harrison, K. G., «Role of increased marine silica input on paleo pCO₂ levels», *Paleoceanography*, 15 (2000), pp. 292-298.
- Hoegh-Guldberg, O., P. J. Mumby, J. Hooten, R. S. Teneck, P. Greenfield, E. Gomez, C. D. Harvell, P. F. Sale, A. J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C. M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R. H. Bardbury, A. Dubi y M. E. Hatzioles, «Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification», *Science*, 318 (2007), pp. 1737-1742.
- , «Coral reef sustainability through adaptation: glimmer or hope persistent mirage?», *Science*, 7(2014), pp. 127-133.
- Holland, H. D., *The chemical evolution of the atmosphere and oceans*, Princeton Series in Geochemistry, Nueva Jersey, EUA, 1984.
- Jickells, T. D., «Nutrient biogeochemistry of the coastal zone», *Science*, 281 (1998), pp. 217-222.
- Justic, D., N. N. Rabalais y R. E. Turner, «Coupling between climate variability and coastal eutrophication: evidence and outlook for the northern Gulf of Mexico», *Journal of Sea Research*, 54 (2005), pp. 25-35.
- Karl, D., R. Letelier, L. Tupas, J. Dore, J. Christian y D. Hebel, «The role of nitrogen fixation in biogeochemical cycling in the subtropical North Pacific Ocean», *Nature*, 388 (1997), pp. 533-538.

- Kroeker, K. J., R. L. Kordas, R. Crim, I. E. Hendriks, L. Ramajo, G. S. Singh, C. M. Duarte y J. P. Gattuso, «Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming», *Global Change Biology*, 6(2013), pp. 1884-1896.
- Lalli, C. y T. Parsons, *Biological Oceanography: An Introduction*, Butterworth-Heinemann, Oxford, 1997.
- Libes, S., *Introduction to marine biogeochemistry*, Elsevier, Alemania, 2011.
- Mahowald, N., A. Baker, G. Bergametti, N. Brooks, R. Duce, T. Jickells, N. Kubilay, J. Prospero e I. Tegen, «Atmospheric global dust cycle and iron inputs to the ocean», *Global Biogeochememichal Cycles*, 29 (2005), doi:10.1029/2004GB002402.
- Martin, J. H., F. E. Fitzwater, S. y R. Gordon, «Iron deficiency limits phytoplankton growth in Antarctic waters», *Global Biogeochemical Cycles*, 4 (1990), pp. 5-12.
- Martin-Jezequel, V., M. Hildebrand y M. Brzezinski, «Silicon metabolism in diatoms: implications for growth», *Journal of Phycology*, 36 (2000), pp. 821-840.
- Nixon, S. W., «Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns», *Ophelia*, 41 (1995), pp. 199-219.
- Redfield, A. C., B. H. Ketchum y F. A. Richards, «The influence of organisms on the composition of sea water», en M. N. Hill (ed.), *The Sea*, vol. 2, John Wiley and Sons, 1963, pp. 26-77.
- Reyes, E. y M. Merino, «Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico)», *Estuaries*, 14 (1991), pp. 372-381.
- Ridgwell, A. y R. E. Zeebe, «The role of the global carbonate cycle in the regulation and evolution of the Earth system», *Earth and Planetary Science Letters*, 234 (2005), pp. 299-315.
- Ruttenberg, K. C., «The Global Phosphorus Cycle», en W. C. Schlesinger (ed.), *Treatise on Geochemistry*, vol. 8, Elsevier, 2003, pp. 585-643.
- y R. A. Berner, «Authigenic formation and burial in sediments from non-upwelling, continental margin environments», *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57 (1993), pp. 991-1007.
- Sabine, C. L., R. A. Feely, N. Gruber, R. M. Key, K. Lee, J. L. Bullister, R. Wanninkhof, C. S. Wong, D. W. R. Wallace, B. Tilbrook, F. J. Millero, T. H. Peng, A. Kozyr, T. Ono y A. F. Rios, «The oceanic sink for anthropogenic CO₂», *Science*, 305 (2004), pp. 367-371.

- Sandford, E. y M. W. Kelly, «Local Adaptation in Marine Invertebrates», *Annual Reviews in Marine Science*, 3 (2011), pp. 509-535.
- Sañudo-Wilhelmy, S. A., A. B. Kustka, C. J. Gobler, D. A. Hutchins, M. Yang, K. Lwiza, J. Burns, D. G. Capone, J. A. Raven y E. J. Carpenter, «Phosphorus limitation of nitrogen fixation by *Trichodesmium* in the central Atlantic Ocean», *Nature*, 411 (2001), pp. 66-69.
- Smith, S. V., «Parsing the oceanic calcium carbonate cycle: a net atmospheric carbon dioxide source, or a sink?», *Limnology and Oceanography*, e-books (2013), doi:10.4319/svsmith.2013.978-0-9845591-2-1.
- Stumm, W. y J. J. Morgan, *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*, vol. 126, John Wiley and Sons, EUA, 2012.
- Szmant, A. M., «Nutrient enrichment on coral reefs: is it a major cause of coral reef decline?», *Estuaries*, 25 (2002), pp. 743-766.
- Takahashi, T., S. Sutherland, R. Wanninkhof, C. Sweeney, R. Feely, D. Chipman, B. Hales, G. Friederich, F. Chavez, C. Sabine, A. Watson, D. Bakker, U. Schuster, N. Metzl, H. Yoshikawa-Inoue, M. Ishii, T. Midorikawa, Y. Nojiril, A. Körtzinger, T. Steinhoff, M. Hoppema, J. Olafsson, T. Arnarson, B. Tilbrook, T. Johannessen, A. Olsen, R. Bellerby, C. Wong, B. Delille, N. Bates y H. J. W. de Baar, «Climatological mean and decadal changes in surface ocean $p\text{CO}_2$, and net sea-air CO_2 flux over the global oceans», *Deep-Sea Research II*, 56 (2009), pp. 554-577.
- Wanninkhof, R., «Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean», *Journal of Geophysical Research*, 97 (1992), pp. 7373-7382.
- y W. McGillis, «A cubic relationship between air-sea CO_2 exchange and wind speed», *Geophysical Research Letters*, 26 (1999), pp. 1889-1892.
- Zeebe, R. E. y P. Westbroek, «A simple model for the CaCO_3 saturation state of the ocean: The 'Strangelove', the 'Neritan', and the 'Cretan Ocean'», *Geochemical and Geophysical Geosystems*, 4 (2003), doi:10.1029/2003GC000538.

CAPÍTULO 2

Notas sobre la acidificación del océano

Pedro Medina-Rosas

Desde la Revolución Industrial, la concentración del dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera se ha incrementado desde 280 a más de 400 partes por millón (ppm) debido a las actividades humanas (IPCC, 2007; Tyrrell, 2011). En este año 2014, por primera vez en 3 millones de años, la concentración de este gas en la atmósfera del planeta superó las 400 ppm. La última vez que hubo este valor, el Ártico aún no tenía hielo, el canal de Panamá no se había formado porque el nivel del mar era mucho más alto, y los antepasados de los humanos llevaban poco tiempo de caminar erguidos. Somos la primera generación de humanos que viviremos en un planeta con esta concentración de CO_2 .

La velocidad de este incremento en la concentración de CO_2 , calculado en un 40% en los últimos 250 años, es al menos un orden de magnitud más rápido que como ha ocurrido en millones de años en el planeta. Las consecuencias de este cambio incluyen el incremento en la temperatura del aire, modificaciones en los patrones de precipitación y una mayor frecuencia e intensidad en los huracanes (Helmuth *et al.*, 2005; IPCC, 2007). Además, la disolución del gas CO_2 en los océanos ha resultado en una serie de reacciones químicas que producen una disminución en el pH y en el valor omega de aragonita, así como del estado de saturación de los carbonatos. Este fenómeno se conoce como acidificación del océano, y se refiere a que el pH ha bajado y sigue una tendencia en la que seguirá de esa forma. Este concepto no se refiere a que el océano será ácido, sino al proceso de disminución a través del tiempo. La escala de pH oscila del 0 al 14, con un valor neutral de 7, justo en medio. El nivel de pH actual en el agua de mar del planeta es en promedio cercano al 8.1. Desde los tiempos preindustriales, el valor de pH ha bajado 0.1 unidades, de aproximadamente

8.21 a 8.1 (Royal Society, 2005), y se espera que baje 0.3 a 0.4 unidades más si la concentración del CO_2 llega a las 800 ppm. El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) ha calculado mediante modelos con escenarios potenciales, que este valor podría registrarse al final del siglo.

El dióxido de carbono (CO_2) es intercambiado naturalmente entre la atmósfera y la superficie del océano, como parte de procesos que suceden todos los días en el planeta. Cuando el CO_2 se disuelve en el agua de mar, se inician una serie de reacciones químicas que desencadenan la acidificación del océano. Una parte de este CO_2 permanecerá en esta misma forma disuelta y podrá ser intercambiado libremente con la atmósfera o asimilado por las plantas y fitoplancton marino. Este CO_2 se conoce como dióxido de carbono disuelto o acuoso, y se mide como la presión parcial de CO_2 (se abrevia $p\text{CO}_2$) y se mide en unidades de microatmósferas (μatm).

Otra parte del CO_2 que está en el agua entra en una reacción química donde se disuelve y combina con moléculas de agua (H_2O) para formar un ácido débil, llamado ácido carbónico (H_2CO_3), el mismo ácido que se puede encontrar en las bebidas carbonatadas, como las sodas.

Cuando los ácidos están disueltos en agua, se pueden disociar, un término químico que significa que se pueden romper y cada uno de sus iones puede quedar separado. En este caso, el ion hidrógeno (H^+) y el ion bicarbonato (HCO_3^- , como el que se usa en la cocina). En condiciones normales de pH, algunos de los iones de hidrógeno permanecerán separados, y por lo tanto incrementará la acidez del agua, con la consecuente disminución del pH del agua de mar. Sin embargo, la mayoría de los iones de hidrógeno creados por la reacción anterior se combinarán con otro ion, en este caso carbonato (CO_3^{2-}) para formar aún más iones de bicarbonato, en un proceso que disminuye la proporción de iones carbonato.

Como resultado de un escenario donde el CO_2 atmosférico aumenta, los cambios químicos en el agua de mar implicarán un incremento en las concentraciones de dióxido de carbono disuelto, iones de hidrógeno, así como de iones de bicarbonato, y al mismo tiempo, una disminución en la concentración del ion carbonato y en el valor pH.

Los cambios en la química del agua de mar se han estudiado y se conocen bien las reacciones asociadas a la acidificación del océano, pero lo que no se conoce completamente es la respuesta que tendrán los organismos vivos ante estos cambios. Se han hecho estudios en algunas especies, pero se desconoce la respuesta fisiológica para muchas otras especies.

Ahora se sabe que la calcificación de los organismos que tienen estructuras duras, como conchas, testas y esqueletos de carbonato de calcio de animales como moluscos, equinodermos y corales, responden al nivel de saturación del agua. También se sabe que la aragonita, una forma de carbonato de calcio que es más soluble en el agua y muy importante para organismos calcificadores, puede volverse subsaturada en la superficie del océano durante este siglo XXI; y que los efectos biológicos del decremento del pH en el océano no involucran solamente la calcificación, sino algunas otras respuestas fisiológicas.

Es decir, los organismos marinos pueden ser afectados de forma directa o indirecta por los cambios químicos en el agua de mar, principalmente en las concentraciones de cualquiera de las formas de carbono inorgánico (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}), además de los niveles de pH. Inicialmente los primeros estudios se enfocaron en las especies calcificadoras. Muchos organismos sintetizan sus estructuras duras a partir de varias formas del carbonato de calcio biomineral, incluido la aragonita, calcita y carbonato de calcio amorfo. Para lograr esto, los individuos obtienen los iones de calcio disueltos del agua de mar, en una reacción en la que el producto neto es el carbonato de calcio sólido, dióxido de carbono gaseoso y agua. Esta emisión de más dióxido de carbono crea más ácido carbónico y reduce la concentración de iones de carbonato, lo que complica más la situación para algunas especies.

Para poder estimar que tan fácil o difícil es para los seres vivos construir las estructuras duras de carbonato de calcio en el agua de mar bajo diferentes características químicas, los científicos usan un valor representado con el símbolo Ω , llamado omega, que corresponde al estado de saturación del carbonato de calcio. Este valor es calculado al multiplicar las concentraciones de los iones calcio y carbonato, que corresponden a los elementos que se usan para elaborar las estructuras duras de los organismos, y se divide por un valor que corresponde al factor de solubilidad bajo condiciones ambientales. Éste último valor indica la solubilidad de cada tipo de carbonato de calcio (aragonita, calcita o carbonato de calcio amorfo) a una temperatura, salinidad y profundidad particular. Cuando el valor de omega es mayor a 1 se considera que el agua está supersaturada, y para las especies eso significa que podrá ser más fácil producir una estructura de carbonato de calcio dura y con posibilidades de mantenerse intacta. Si el valor de omega es menor a 1, las condiciones son subsaturadas, lo que significa que será más difícil para ellos poder producir una estruc-

tura dura, será más débil y además tendrán más posibilidades de que esa estructura se rompa o disuelva. Cuando el valor del omega es de 1 significa que el estado de saturación está en un umbral donde el carbonato de calcio sólido estará favorecido (por encima del 1) para ser producido y mantenido en ese estado, o disuelto y con probabilidades de que sea débil y pueda romperse o disolverse (por debajo del 1).

El valor de omega es un índice químico utilizado por los científicos, pero es necesario considerar que diferentes individuos tienen niveles de tolerancia diferentes, por lo que se requieren estudios para conocer los límites para cada especie bajo diferentes condiciones. Estos estudios apenas iniciaron hace unos años, por lo que es necesario conocer más acerca de los límites fisiológicos y de distintos aspectos biológicos de los diferentes grupos de seres vivos, ya que algunos tienen variaciones incluso entre especies del mismo género (ver ejemplos en Gattuso y Hansson, 2011).

En los estudios donde se han realizado manipulaciones experimentales para simular condiciones similares a las que ocurrirán en el futuro, relacionadas a la acidificación del océano, se han encontrado diversas respuestas fisiológicas (Doney *et al.*, 2009). En general, hay cuatro tipos de respuestas de las especies marinas ante el incremento del CO₂ o disminución del pH: lineal positiva, lineal negativa, sin cambio, o en forma de parábola; es decir, al principio del experimento responden de una forma y al final lo hacen de la forma opuesta.

Estos estudios han estado enfocados a diferentes procesos biológicos, como la calcificación, principalmente en animales, pero también en algas; la fotosíntesis, desde un nivel de organismos planctónicos hasta macroalgas; fijación de nitrógeno, en cianobacterias principalmente; y la reproducción en diferentes especies de invertebrados, principalmente de importancia comercial, como algunos moluscos, incluidos los ostiones y mejillones. Se han observado variaciones por grupo en cuanto a las respuestas ante las condiciones pero, en algunos otros grupos (como los corales), en todos los casos la calcificación fue impactada negativamente. Los cocolitofóridos, algas unicelulares que calcifican, son individuos que han presentado efectos positivos, aunque algunas especies también son afectadas negativamente. Las algas presentan efectos variados, si es que presentan alguno, ya que generalmente no les afectan estas condiciones de acidificación (Doney *et al.*, 2009).

Determinar las características fisiológicas y la plasticidad de los seres vivos son aspectos claves para estimar la vulnerabilidad de las diferentes

especies a los cambios en el ambiente y, en algunos casos, la resiliencia de especies o grupos, particularmente a las dinámicas condiciones químicas del agua y disminución del pH. Determinar estos aspectos biológicos permitirá predecir cómo especies ecológica y económicamente importantes, responderán y serán afectadas por los cambios que sucederán en los próximos años con la acidificación del océano.

Referencias

- Doney, S. C., V. J. Fabry, R. A. Feely y J. A. Kleypas, «Ocean acidification: The other CO₂ problem», *Annual Review of Marine Science*, 1 (2009), pp. 169-192.
- Gattuso, J. P. y L. Hansson (eds), *Ocean acidification*, Oxford University Press, Oxford, 2011.
- Helmuth, B., E. Carrington y J. G. Kingsolver, «Biophysics, physiological ecology, and climate change: does mechanism matter?» *Annual Review of Physiology*, 67 (2005), pp. 177-201.
- IPCC, *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor y H.L. Miller (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, 2007.
- Royal Society, *Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide*, The Royal Society, London, 2005.
- Tyrrell, T., «Anthropogenic modification of the oceans», *Philosophical Transaction of the Royal Society A*, 369 (2011), pp. 887-908.

Corales: organismos base constructores de los ecosistemas arrecifales

Alma Paola Rodríguez-Troncoso
José de Jesús Adolfo Tortolero-Langarica

Las comunidades coralinas están consideradas como uno de los ecosistemas más productivos y se caracterizan por ser sitios de alimentación, reproducción y refugio de una gran cantidad de organismos como peces, y diversos invertebrados, los cuales además de contribuir a su productividad, les da una alta biodiversidad (Sheppard *et al.*, 2010). La base tanto física como energética de dicho ecosistema está conformado por las colonias de coral; a medida que las colonias van creciendo y cubriendo el suelo marino, pueden llegar a formar grandes estructuras, y dependiendo de su tamaño, pueden llegar inclusive, a influenciar la estructura física de la línea de costa así como de los ambientes o ecosistemas adyacentes, funcionando como sistemas de protección a la zona costera ante fenómenos meteorológicos como lo son huracanes o tormentas, así como trampas de sedimento (Veron, 2011). Los ecosistemas arrecifales tienen un alto valor biológico por la biodiversidad que alberga, pero además, provee de diversos servicios al hombre: por un lado dicho ecosistema sostiene directamente pesquerías de tipo ribereñas y de manera indirecta el exceso de energía que exporta hacia la zona oceánica contribuye a actividades pesqueras de gran altura como es la pesca de pelágicos mayores; asimismo, se generan a nivel mundial, millones de dólares en divisas por las diferentes actividades turísticas recreativas debido al atractivo escénico que poseen, contribuyendo de manera activa al sustento de las personas que habitan las zonas costeras (Alquezar y Boyd, 2007).

Los corales, son invertebrados marinos muy simples que pertenecen al Phylum Cnidaria y de manera general, se pueden clasificar en dos grandes grupos: los octocorales, también denominados corales blandos o ahermatípicos y los corales duros o hermatípicos (Sheppard *et al.*, 2010). Cada colo-

nia coralina, independientemente de su tamaño o especie está conformada por unidades individuales funcionales denominados «pólipos» (Figura 1), quienes se caracterizan por tener diferenciación de tejidos, pero no órganos definidos (Veron, 2011). Aunque todos los pólipos de una colonia están unidos por una porción de tejido denominado «cenosarco», a través del cual tienen comunicación, cada uno individualmente desarrolla sus funciones fisiológicas básicas como alimentación, crecimiento y reproducción (Harrison, 2011; Veron, 2011).

Los corales hermatípicos o «duros» son aquellos que tienen la capacidad de formar esqueletos de carbonato de calcio (Veron, 2011). Para que una colonia crezca se deben llevar a cabo dos procesos básicos: la clonación y la calcificación (Figura 1). La reproducción asexual tipo clonación es indispensable, ya que de manera continua cada pólipo se va dividiendo, generando uno o más organismos genéticamente iguales asociados entre sí, lo cual permite que nuevos individuos se añadan a la colonia y que esta incremente su tamaño (Sheppard, 2010; Harrison, 2011). Dependiendo de la especie, el pólipo tiene diferentes velocidades de clonación, por un lado (determinado genéticamente) y por otro por las condiciones ambientales a las que este sujeto, y como resultado se generan las diferentes formas de las colonias como son: ramificadas, masivas, columnares y costrosas (Done, 2011; Allemand, 2011); en algunos casos, la división del pólipo puede ser parcial, es decir, se inicia el proceso de clonación (elongación), pero no se da separación final, teniendo a dos individuos que están aparentemente fusionados y que visualmente forman «meandros», por ejemplo como los observados en el coral cerebro, en donde no se puede distinguir entre individuos, sino un «camino continuo» de pólipos (Sheppard, 2010).

El proceso de calcificación, es decir, la formación o precipitación del esqueleto calcáreo lo lleva a cabo cada uno de los pólipos (Furla *et al.*, 2005). La calcificación es una actividad que conlleva un alto costo energético, por lo que los corales con capacidad de calcificar y formar esqueletos duros, son solamente aquellos que tienen una relación simbiótica entre el pólipo (=hospedero) con una población de microalgas del tipo dinoflagelado endosimbionte, denominadas así por encontrarse asociado dentro del tejido del coral, del género *Symbiodinium* spp. (=huésped) comúnmente llamada zooxanthella (Stambler, 2011). El endosimbionte, le provee diariamente al animal una gran cantidad de energía en forma principalmente de glicerol y aminoácidos, equivalente a aproximadamente el doble de sus requerimientos energéticos diarios (Furla *et al.*, 2005; Mayfield y Gates, 2007). En

condiciones saludables, a cada centímetro de tejido de coral se le asocian más de un millón de células de *Symbiodinium* ($\geq 1 \times 10^6$ cel \cdot cm $^{-2}$) las cuales, además de alimentarlos vía fotosíntesis también les proveen de su color característico, por lo que la coloración de la colonia estará determinada por los pigmentos (tanto clorofila «a» como accesorios) del simbiote (Stambler, 2011).

Durante el día las microalgas, como parte de sus actividades diarias de alimentación y supervivencia fotosintetizan, para lo cual aprovechan el CO₂ intracelular y otros productos inorgánicos desechados por la actividad metabólica del hospedero, produciendo a su vez grandes cantidades de glicerol y otros aminoácidos esenciales para el pólipo (Mayfield y Gates, 2007). Por



Figura 1. Representación de la estructura general de una colonia coralina (modificado de Veron, 2008). Los pólipos se encuentran durante la mayor parte del tiempo con los tentáculos extendidos en búsqueda de alimento, no poseen órganos definidos, por lo que solo se puede observar su cavidad gástrica. Cada pólipo se encuentra adherido al esqueleto calcáreo, precipitando cristales de aragonita diariamente, pero siempre mantiene conexión con los pólipos aledaños. Gouache por: Saúl Tortolero.

lo tanto, esta relación simbiótica genera un «circuito cerrado» de recirculación de nutrientes-desecho, en donde las microalgas utilizan los desechos del animal para sus funciones metabólicas esenciales y viceversa.

En condiciones ideales, dependiendo de la especie y de las condiciones ambientales (donde la luz y la temperatura son los factores más importantes), el simbiote provee más del 90% de sus requerimientos energéticos diarios al hospedero, que se utilizan principalmente para la respiración (Davies, 1984; Furla *et al.*, 2005; Yellowless *et al.*, 2008). El excedente de energía es transferida al hospedero en forma de carbono inorgánico, la cual es utilizada diariamente para actividades de alto costo energético como es el crecimiento (Fitt *et al.*, 2000; Baird *et al.*, 2008), o bien, puede ser transformada y acumulada en forma de lípidos de almacenamiento, para los periodos de condiciones estresantes o invertirlo como energía para la reproducción (Patton *et al.*, 1977; Davies, 1984), ya sea de tipo estacional o anual (Harrison, 2011).

La relación simbiótica de animal-endosimbiote, es lo que ha determinado el éxito evolutivo de los corales y además, le permite al ecosistema tener a alta productividad y un exceso de energía suficiente para mantener a los organismos que se encuentran asociados.

Calcificación: proceso de formación del esqueleto calcáreo

El proceso de formación del esqueleto de carbonato de calcio (CaCO_3) se lleva a cabo en la porción del tejido justo por arriba del esqueleto denominado epitelio calicoblástico (Gattuso *et al.*, 1999), el cual se encuentra unido al esqueleto a través de un espacio virtual conocido como medio extracelular calcificante (MEC), el cual funciona como el sitio de precipitación de cristales de aragonita (Al-Horani *et al.*, 2003; Tambutté *et al.*, 2007); los cristales al momento de formarse, se van acomodando generando diferentes arreglos en el esqueleto, y que finalmente determinan la «densidad» esquelética (Gattuso *et al.*, 1999), dicho proceso está mayoritariamente influenciado con los cambios anuales en la temperatura superficial del mar (Allemand *et al.*, 2004). A pesar de la gran cantidad de estudios explicando el proceso de precipitación de los cristales de CaCO_3 , se desconocen con exactitud algunos procesos de intercambio iónico, sin embargo por la naturaleza de la reacción está implicado el transporte activo de los iones y

otros compuestos involucrados, generando un cambio en el pH intracelular del organismo, siendo esta la razón de alto costo energético del crecimiento (Furla *et al.*, 2005; Allemand *et al.*, 2011; Wooldridge, 2013).

A manera de resumen, la calcificación inicia con el transporte activo de iones de calcio (Ca^{2+}) catalizado por la enzima Ca^{2+} -ATPasa, generando la expulsión de protones (H^+) del medio calcificante e incrementando el pH intracelular, ante lo cual los protones (H^+) reaccionan con el bicarbonato (HCO_3^-) intracelular formando el compuesto carbonato (CO_3^-); la formación de CO_3^- reduce la presión parcial del CO_2 ($p\text{CO}_2$), permitiendo una difusión facilitada es decir, sin costo energético de CO_2 a través del epitelio calicoblástico que al reaccionar con el agua (H_2O) y el hidroxilo (OH^-) produce nuevamente bicarbonato (HCO_3^-), y en consecuencia más CO_3^{2-} ; la continua producción de carbonato junto con la continua entrada de Ca^{2+} genera un punto de saturación de aragonita (Ω_{arg}), provocando la precipitación de CaCO_3 en forma de cristales (Al-Horani *et al.*, 2003; Allemand *et al.*, 2004; Allemand *et al.*, 2011; Wooldridge, 2013); por lo que el bombeo inicial de los iones de calcio, funciona como el disparador de la calcificación, ya que al eliminar protones aumenta la concentración de CO_2 , concentrando los iones de carbonato en el MEC (Cohen y McConnaughey, 2003; Done, 2011).

Aunado a las reacciones antes mencionadas, dentro del proceso de calcificación hay dos elementos clave que intervienen en el proceso de formación de cristales: la enzima Carbónica Anhidrasa (CA) y la Matriz Orgánica. La enzima CA contribuye en el abastecimiento de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) en el sitio de calcificación; la enzima cataliza la hidratación del CO_2 metabólico para formar ácido carbónico (H_2CO_3^-), el cual se ioniza formando hidrógeno (H^+) y bicarbonato (HCO_3^-) los cuales son la materia prima esencial para la calcificación (Allemand *et al.*, 2004; Furla *et al.*, 2005; Allemand *et al.*, 2011). Por otro lado, la estructura de la Matriz Orgánica, provee una estructura de soporte al esqueleto, es decir, la conectividad entre el esqueleto y el organismo (Wainwright, 1963), participa en funciones enzimáticas que ayudan a la formación de los cristales (Tambutté *et al.*, 2007), y además es un mecanismo de control ya que regula el inicio (Allemand *et al.*, 2004) o inhibición del transporte del Ca^+ y en consecuencia de todo el proceso de calcificación (Cohen y McConnaughey, 2003).

Mientras que el organismo se encuentre sano, la precipitación de cristales es continua a lo largo de todo el año, y las fluctuaciones anuales de temperatura, conllevan a que generen patrones anuales (Dullo, 2005; Wooldridge, 2013). Sin embargo, la formación del esqueleto calcáreo tam-

bién presenta diferencias diurnas; las variaciones diarias, asociadas a los periodos de luz y oscuridad son de gran importancia, ya que determina el tipo y acomodo de cristales depositados, su distribución en la superficie esquelética y la tasa de calcificación (Wooldridge, 2013). Durante el periodo de oscuridad la enzima Ca^{2+} -ATPasa se inactiva provocando que el pH y el Ω_{arg} disminuyan (Al-Horani *et al.*, 2003); en consecuencia, la densidad de cristales en precipitación decae y la depositación se lleva a cabo en la zona apical o «puntas» del esqueleto formando nuevos centros de calcificación (Dullo, 2005; Done, 2011); y durante el día, la enzima activa iniciando el transporte de los iones de calcio, aumentando el pH y el Ω_{arg} , e incrementando la densidad de cristales lo cual da como resultado el crecimiento radial, es decir, hacia los «lados» de los centros de calcificación formados durante la noche (Allemand *et al.*, 2011; Wooldridge, 2013), siendo éste un sistema diario de crecimiento. Con lo mencionado anteriormente, se podría establecer que la actividad enzimática está ligada directamente a los periodos de luz; sin embargo, las rutas metabólicas están principalmente regidas por la temperatura y por la disponibilidad de energía (Hochacka y Somero, 2002), por lo que la capacidad diaria de precipitar los cristales de CaCO_3 está ligada con la luz, por ser el periodo en que se realiza la actividad fotosintética del *Symbiodinium* quien activamente le trasloca la energía necesaria para los procesos metabólicos de mayor costo (Mayfield y Gates, 2007).

Como se mencionó anteriormente, el crecimiento en los corales, está influenciado por la temperatura superficial del mar (TSM), y la luz, sin embargo otras variables como la cantidad de nutrientes, y la sedimentación son importantes (Carricart-Ganivet, 2004; Cooper *et al.*, 2008; De'ath *et al.*, 2009); asimismo, en los últimos años se ha encontrado que el sexo de la colonia en el caso de especies gonocóricas, es decir, aquellas que tienen la capacidad de formar un solo sexo de gameto a lo largo de su vida (Harrison, 2011), es un factor importante en la variación del crecimiento dentro de la misma especie; en donde, las colonias que forman gametos masculinos, presentan una mayor tasa anual de crecimiento en relación con las hembras de la misma especie (Cabral-Tena *et al.*, 2013). Dicha variación puede atribuirse a que la producción de gametos femeninos (ovocitos) es un proceso energéticamente más costoso que la producción de espermatozoides, por lo que las colonias hembras invierten durante su época reproductiva más energía en reproducirse que en crecer.

Tipos y formas de crecimiento en corales hermatípicos

El crecimiento del coral, es el acto consecuente a la precipitación de CaCO_3 depositado en el esqueleto calcáreo, aumentando y extendiendo su tamaño apical y radial de su estructura. En los corales hermatípicos existen diferentes tipos y clases de crecimiento, según su morfología y características físicas clasificándose de manera general en: corales ramificados o arborescentes (Figura 2a), masivos con un crecimiento similar en todas sus dimensiones (Figura 2b), submasivos o incrustantes (Figura 2d), columnares (Figura 2f), nodulares que pueden generar forma de nódulos o dedos (Figura 2e), foliáceos en forma de hoja y laminares o planares (Figura 2h) (Veron, 1996). La dominancia de las diferentes formas de crecimiento es determinado principalmente, por las condiciones oceanográficas del sitio tales como la exposición al oleaje, corrientes, perfil del fondo y profundidad a lo largo del arrecife (Spalding *et al.*, 2001); pudiéndose presentar distintos tipos de crecimiento entre colonias de la misma especie pertenecientes al mismo arrecife o inclusive, diferentes tipos de crecimiento dentro de la misma colonia generando los denominados «ecomorfos» (Veron, 2000).

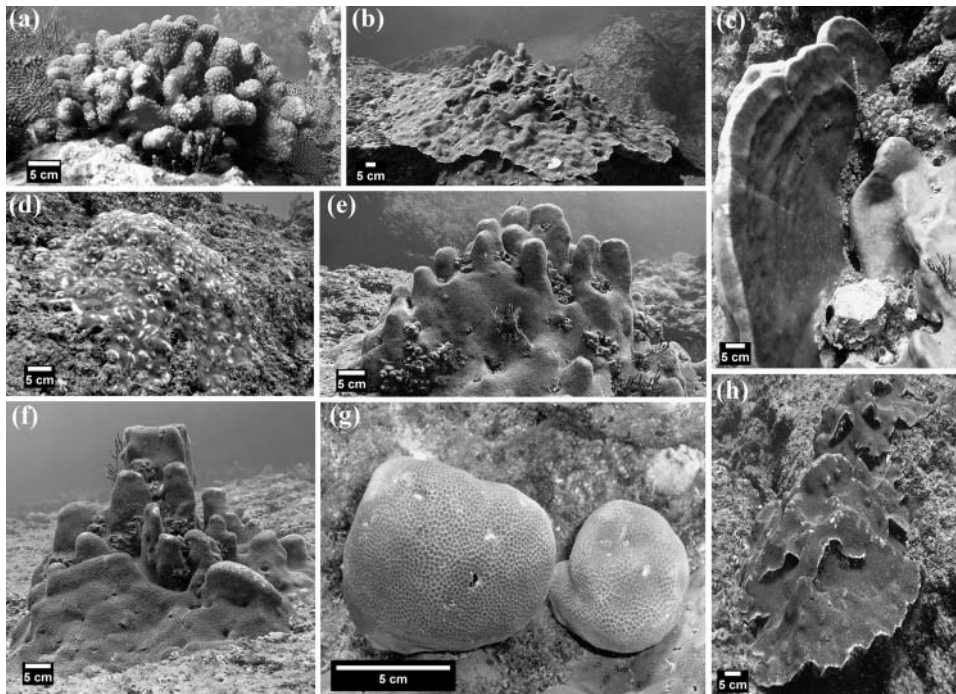
Uno de los crecimientos de coral más representativos a nivel global son las especies de forma ramificada o ramosa, las cuales presentan entre sus características principales proyecciones laterales adyacentes a su estructura principal, similar a los brazos o ramas de un árbol en distintas formas, grosores y proporciones (Figura 2a). Se encuentran distribuidas principalmente en aguas someras hasta profundidades de 50 m (Grigg, 2006). Son considerados los mayores constructores de arrecifes de coral por su amplia distribución, rápido desarrollo y crecimiento, alcanzando tallas para algunas especies de hasta 3 m de largo, en sitios con condiciones óptimas y en donde su mayor limitación es por un lado el espacio, dado que pueden competir con colonias aledañas, el nivel del mar o cambios en las mareas y su fragilidad a ante oleajes fuertes o eventos de tormenta que los pueden fragmentar (Dullo, 2005). Los corales ramificados son los mayores contribuyentes a grandes estructuras comunitarias de cientos y hasta miles de kilómetros en sitios como la gran barrera arrecifal en Australia con un área de 26,000 km² localizada en el Pacífico Oeste (Veron, 2008) y el sistema arrecifal mesoamericana en el Mar Caribe con una extensión de 1,000 km² (Spalding *et al.*, 2001).

Los corales masivos se caracterizan por cubrir la superficie donde se asientan y son llamados así, por ir creciendo uniformemente sobre él hasta envolverlo por completo (Figuras 2b, d, e, f). Dentro de las formas masivas también se pueden presentar diferentes tipos de crecimiento el cual es generalmente columnar en forma de torres, foliácea con aspecto a una gran hoja y nodular similar a la forma de varios dedos, o inclusive combinación de una o más; algunas especies adultas adquieren forma semiesférica similar a un gran domo con alturas de hasta 4 m (Shi *et al.*, 2012); se pueden desarrollar en diferentes condiciones de luz y profundidad encontrándose tanto en zonas someras hasta los 100 m en sitios de aguas extremadamente claras (Grigg, 2006).

Dentro de los corales masivos, se encuentran especies que viven de forma libre, esto sucede cuando una larva inicialmente se asienta a un sustrato como puede ser un grano grueso de arena o un pequeño pedazo de coral el cual no cuenta con la suficiente adherencia al sustrato y por lo tanto, se encuentra expuesta al continuo efecto del oleaje o corrientes provocando un continuo movimiento de la colonia; a este tipo de crecimiento se le ha denominado «piedras o corales rodantes» (Glynn, 1974; Lewis, 1983). Su morfología puede ser variada pero se presentan comúnmente de forma esférica u ovoide similar a una pequeña pelota (Figura 2g) y generan un crecimiento intercalado hacia todas direcciones dependiendo de la región que quede expuesta a la luz, y cuando esta rueda, la parte que se encontraba creciendo suele quedar boca abajo, dejando de crecer momentáneamente, por lo que su heterogeneidad en su forma está relacionada con la cantidad de veces que sea desplazada por el oleaje, corrientes o por organismos que se alimentan del coral (Harries y Sorauf, 2010; Capel *et al.*, 2012). Este tipo de desarrollo alcanza tallas relativamente pequeñas de hasta 20 cm de diámetro, suelen encontrarse en ambientes someros con alta hidrodinámica y bioturbencia (Glynn, 1974; Latipov, 2007). Conforme van creciendo, las colonias van perdiendo movilidad debido al aumento del peso y talla derivado del esqueleto calcáreo, llegando a un punto en donde se asientan en un solo sitio y cambiando su crecimiento a una forma tipo masiva adherida al sustrato (Figura 2b).

Siguiendo con la clasificación, los corales submasivos se caracterizan por tener un crecimiento horizontal en forma laminar y costrosa, presentando ocasionalmente proyecciones irregulares en forma de valles y crestas a lo largo de su superficie planar (Figuras 2c, e, f, h); son de crecimiento lento comparados con los de forma ramificada y crecen más hacia lo largo

Figura 2. Los diferentes tipos de crecimiento en los corales hermatípico, en consecuencia de las diferencias tanto genéticas como en las características oceanográficas del sitio, los corales pueden crecer con forma: a) Ramificada, b) Submasiva, c) Masiva, d) Incrustante, e) Nodular, f) Columnar, g) Forma libre, h) Laminar.



que hacia lo alto con variaciones en su «grosor» dependiendo de la superficie que van colonizando así como de las condiciones ambientales (Figura 2d); las especies con crecimiento submasivo se distribuyen en zonas someras profundidades hasta los 80-100 metros en ambientes de alta transparencia (Goreou y Wells, 1967; Grigg y Epp, 1989; Grigg, 2006). Su distribución latitudinal es con rangos desde los 30° N hasta los 30° S (Veron, 2010).

Evaluación del crecimiento coralino: Variaciones estacionales y latitudinales

En secciones anteriores, se mencionó que los cambios anuales en la temperatura, producen diferencias en los patrones de calcificación de los corales

(Allemand *et al.*, 2004; Dullo, 2005; Wooldridge, 2013). En los corales de crecimiento masivo y submasivo, estos cambios en crecimiento se reflejan en la formación de «bandas de crecimiento», como resultado de los cambios en la precipitación de carbonato de calcio (Dullo, 2005; Allemand *et al.*, 2011). El conjunto o series de bandas de crecimiento forman una estructura similar a los anillos de un árbol y representan un periodo anual de crecimiento, se pueden diferenciar en bandas de alta y baja densidad esquelética ($\text{g}\cdot\text{cm}^3$), las cuales son asociadas principalmente por factores ambientales de cada sitio (Knutson, 1972; Lough y Cooper, 2011). El hecho de que los patrones de crecimiento y densidad en cualquier tipo de formación colonial, ya sea de tipo masivo, ramificado, incrustante, etc., estén regidos por las condiciones ambientales, los esqueletos de coral guardan archivos de información ambiental y al analizarlos se pueden obtener datos retrospectivos de las condiciones en las cuales estos corales crecieron, pudiendo reconstruir su historia de vida (Knutson y Buddemeier, 1973; Dodge y Vaisnys, 1975; Carricart-Gavinet y Barnes, 2007). Por ejemplo, se sabe que la formación de bandas está influenciado por variaciones temporales de algunos factores abióticos como la temperatura y luminiscencia y otros en menor medida como la profundidad, turbidez, calidad del agua (Lough y Barnes, 2000; Done, 2011; Lough y Cooper, 2011).

Para poder evaluar los cambios en el crecimiento de los corales, se han estudiado diversos parámetros básicos como la extensión lineal o anual ($\text{cm}\cdot\text{año}^{-1}$), el cual es definido como el crecimiento longitudinal durante un periodo anual; la Densidad Esquelética ($\text{g}\cdot\text{cm}^3\cdot\text{año}^{-1}$), referida como la cantidad de carbonato de calcio depositado en unidad de volumen y finalmente la Tasa de Calcificación ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) producto de la relación entre la extensión lineal y la densidad esquelética, representando la masa de carbonato de calcio depositada en unidad de área durante un periodo anual (Dodge y Brass, 1984; Lough y Cooper, 2011). El identificar los cambios en las tres variables de crecimiento y correlacionarlas con las condiciones ambientales permiten por un lado, entender bajo cuáles condiciones creció el coral en el pasado, conocer su capacidad de crecimiento actual y generar una perspectiva de cómo podría responder ante los futuros cambios ambientales, para en caso de ser posible, generar estrategias de manejo, protección y conservación de estos importantes ecosistemas (IGPB, 1990).

Dada la gran importancia que tiene evaluar la permanencia de los ecosistemas arrecifales, desde los años setenta del siglo pasado a la fecha se

han elaborado diversos estudios, encontrando diferencias de crecimiento en los tres parámetros previamente mencionados tanto a nivel de especie como por sitio de distribución a lo largo de las décadas (Dullo, 2005; Erez, 2011). Como se mencionó anteriormente, una colonia de coral, aún de la misma especie, responderá de manera diferente dependiendo de las características medio ambientales locales, pero además por su historia de vida (Lough y Cooper, 2011). Debido a esta plasticidad que presentan los organismos, diversos grupos de investigadores y científicos se han dado la tarea de monitorear los cambios en el crecimiento y determinar los factores que tienen mayor influencia en él a lo largo del tiempo tanto a nivel regional como a nivel de micro escala. El ejemplo más claro es la región del Indo-Pacífico donde se encuentra el 91% de la cobertura de coral en el mundo y la mayor diversidad con un total aproximado de 700 especies (Spalding *et al.*, 2001; Gaston, 2003); en esta región se han reportado tasas de crecimiento $\geq 10 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$ en especies de coral ramificado como el caso de colonias de las familias Acroporidae y Pocilloporidae (Sheppard *et al.*, 2009; Dullo, 2005), y contrastantemente, en corales de crecimiento masivo, como el género *Porites* tienen un crecimiento de 1 a 2 $\text{cm}\cdot\text{año}^{-1}$ (Dullo, 2005; De'ath *et al.*, 2009).

Otro dato interesante es que en los últimos 100 años los corales que se encuentran asociados a la región subtropical han incrementado en un 4% su tasa de extensión lineal, lo cual se ha atribuido al incremento gradual en la temperatura superficial del mar (Lough y Barnes, 1997; Shi *et al.*, 2012; Cooper *et al.*, 2012). Sin embargo, el efecto ha sido inverso en las comunidades coralinas localizadas en la zona tropical, en donde se ha registrado una disminución del 14% en su crecimiento, lo cual se ha asociado a que los organismos se encuentran sometidos de manera continua a su límite máximo de tolerancia térmica provocando condiciones de estrés y en consecuencia una inhibición del crecimiento (De'ath *et al.*, 2009). En otras regiones como en el Mar Caribe, en donde se encuentra un 7% de la cobertura mundial y una diversidad de un poco más de 60 especies de coral (Spalding *et al.*, 2001), las tasas de crecimiento registradas tienen un amplio rango de valores desde 5-16 $\text{cm}\cdot\text{año}^{-1}$ en especies de forma ramificada, representadas principalmente por la familia Acroporidae (Dullo, 2005); mientras que los corales de forma masiva mantienen un crecimiento similar a los del Indo-Pacífico de 1-2 $\text{cm}\cdot\text{año}^{-1}$ (Shinn *et al.*, 1989; Carricart-Gavinet, 2011), y aunque al principio se consideraba como una zona de alto potencial de desarrollo coralino, en los últimos años ha sufrido una

pérdida de aproximadamente el 80% de su cobertura de coral, afectando principalmente a especies ramificadas (Gardner, 2003; Alvarez-Filip *et al.*, 2009).

Las costas del Pacífico oriental o Pacífico americano representan una pequeña porción de la cobertura mundial coralina contribuyendo con el 1% y una diversidad de aproximadamente 40 especies de coral es hermatípicos (Spalding *et al.*, 2001; Reyes-Bonilla, 2002; Reyes-Bonilla *et al.*, 2012). La región se encuentra dividida en seis provincias biogeográficas comprendiendo abarcando tanto regiones tropicales como subtropicales que se distribuyen al norte desde las costas de México hasta las costas de Chile al sur, considerando además, varias islas oceánicas como Revillagigedo, Clipperton, Cocos, Malpelo y Galápagos (Guzmán y Cortés, 1993; Glynn y Ault, 2000; Veron, 2000). A pesar de ser una región separada geográficamente del Indo-Pacífico por la gran extensión del océano abierto se conoce que hay un aporte de reclutas del Pacífico Oeste hacia el Este, y a pesar de poseer una baja diversidad cuenta con especies endémicas (Sheppard *et al.*, 2010; Reyes-Bonilla *et al.*, 2012). Los registros de los últimos años reportan un crecimiento de 3-5 cm•año⁻¹ para especies de forma ramificada principalmente del género *Pocillopora* (Tortolero-Langarica *et al.*, 2014) y de 1 cm•año⁻¹ en su forma masiva y submasiva representados primordialmente por los géneros *Pavona* y *Porites* (Guzmán y Cortés, 1993), dicho crecimiento representaría menos de la mitad comparado con las comunidades del Indo-Pacífico, por lo que al principio fue considerada una región de poco interés para la comunidad científica. Sin embargo, registros recientes marcan que la tasa de crecimiento en la región del Pacífico oriental tropical y específicamente en las costas del Pacífico mexicano, ha tenido un incremento sustancial (Pérez-Vivar *et al.*, 2006).

Situación actual del crecimiento de los corales en el Pacífico mexicano

El Pacífico mexicano conocido como provincia mexicana o provincia norte es el límite norte de distribución de los corales hermatípicos (Glynn y Ault, 2000). La región está representada por más de 30 especies, por lo que se le considera una de las provincias del Pacífico oriental tropical con mayor riqueza de especies (Reyes-Bonilla y López-Pérez, 1998; Reyes-Bonilla *et al.*, 2005; Reyes-Bonilla *et al.*, 2013). La zona está conformada por pequeños

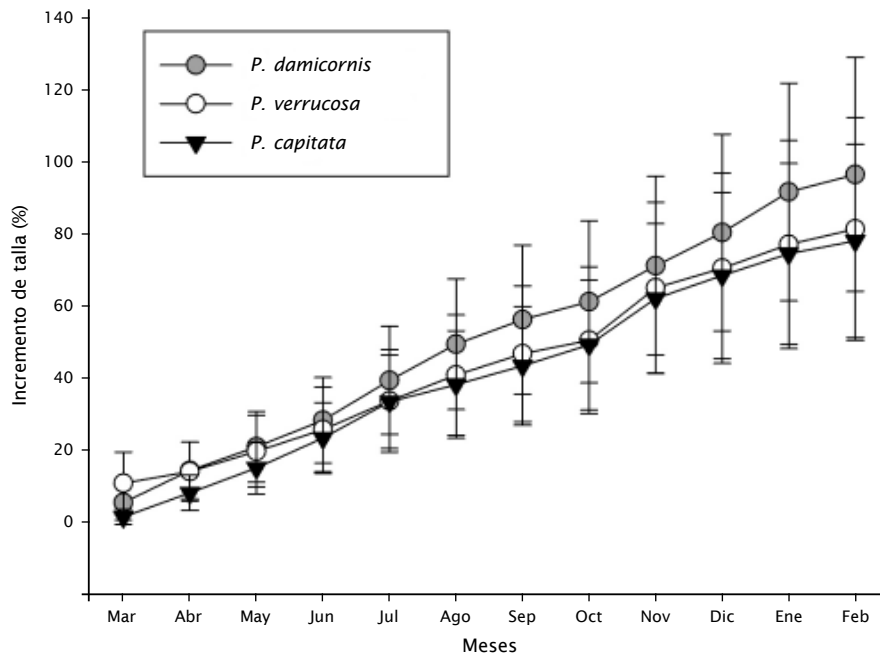
arrecifes de franja, delimitados a ciertas localidades de los estados de Baja California Sur, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero y Oaxaca que albergan comunidades aisladas en forma de parches arrecifales dominadas principalmente por el género *Pocillopora* en aguas someras y por los géneros *Porites* y *Pavona* en aguas profundas (Carriquiry y Reyes-Bonilla, 1997; Glynn y Leyte-Morales, 1997; Reyes-Bonilla *et al.*, 1999; Iglesias-Prieto *et al.*, 2004; Cupul-Magaña *et al.*, 2000; Pérez-Vivar *et al.*, 2006; López-Pérez *et al.*, 2007; López-Pérez *et al.*, 2012; Reyes-Bonilla *et al.*, 2012; Reyes-Bonilla *et al.*, 2013). Dentro de la región del Pacífico mexicano, la mayor diversidad y abundancia de especies se localiza en el Pacífico central mexicano (PCM), el cual abarca desde el estado de Nayarit hasta Guerrero en donde hasta la fecha se han reportado alrededor de 15 especies y sitios con cobertura del suelo marino del 30% al 50% compuesta por colonias de coral vivo tanto ramificado, masivo y submasivo en distintas formas como: columnares, nodulares y foliáceas (Carriquiry y Reyes-Bonilla, 1997; Reyes-Bonilla y López-Pérez, 1998; Cupul-Magaña *et al.*, 2000; López-Pérez *et al.*, 2012; Reyes-Bonilla *et al.*, 2013).

A pesar de su importancia, en la actualidad existen pocas referencias sobre las formas y tasas crecimiento de coral para el PCM, sin embargo, es un sitio de gran importancia, ya que a pesar de que es una región en donde las comunidades coralinas han sido fuertemente afectadas por eventos de blanqueamiento asociados a condiciones de anomalías térmicas positivas asociadas a El Niño y anomalías térmicas negativas por La Niña, que han conllevado a mortandades masivas, se ha observado una lenta pero continua recuperación, principalmente del género *Pocillopora* (Reyes-Bonilla *et al.*, 2002; Carriquiry *et al.*, 2001; Cupul-Magaña y Calderón-Aguilera, 2008); por lo cual, se les considera a estas comunidades como altamente resilientes. Dicha capacidad de recuperarse ante los eventos de estrés, es en parte un mecanismo de aclimatación del animal, pero más importante es el tipo de *Symbiodinium* que posee; los corales ramificados del PCM se caracterizan por tener simbiontes clado «D» (LaJeunesse *et al.*, 2010; Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2013), el cual está considerado como uno de los más resistentes (LaJeunesse *et al.*, 2004), confiriéndole al organismo la capacidad de tolerar, durante un corto periodo de tiempo, fluctuaciones diarias hasta 5 °C (Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2010a) así como eventos de estrés térmico por altas temperaturas (Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2010b) y por eventos La Niña (Cupul-Magaña y Calderón-Aguilera, 2008; Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2014).

Con respecto al crecimiento, los datos en el Pacífico mexicano, corresponden a localidades al norte como son Cabo Pulmo, Baja California, en donde la especie *Porites panamensis* desarrolla crecimiento columnar e incrustante, teniendo una tasa de extensión lineal de $1.0 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$, densidad anual de $1.37 \text{ g CaCO}_3\cdot\text{cm}^{-3}$ y tasa de calcificación de $1.25 \text{ g CaCO}_3\cdot\text{cm}^{-2}$ (Norzagaray-López, 2010). Para el Pacífico central mexicano, en donde el Parque Nacional Islas Marietas, Nayarit es uno de los sitios de mayor importancia ecológica, se ha reportado un crecimiento tanto apical como radial de $5 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$ para tres especies de coral *Pocillopora verrucosa*, *P. capitata* y *P. damicornis*, logrando incrementar su tamaño inicial al doble en tan solo un año (Figura 3); dicho resultado es contrastante a lo encontrado previamente, en donde consideraban a los corales de la región como de lento crecimiento (Guzmán y Cortés, 1993), pudiéndose considerar el sitio como de gran potencial de desarrollo en la región para su uso en programas de restauración de zonas coralinas en el Pacífico mexicano. Al igual que lo reportado para el Indo-Pacífico y el mar Caribe, las especies incrustantes como *Porites panamensis* presentan una baja tasa de extensión lineal de $0.50 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$, densidad anual de $1.20 \text{ g CaCO}_3\cdot\text{cm}^{-3}$ y tasa de calcificación anual de $0.45 \text{ g CaCO}_3\cdot\text{m}^{-2}$. Por lo que los corales de Islas Marietas tienen un crecimiento morfológicamente diferente y una menor velocidad de crecimiento respecto con los corales de Cabo Pulmo aún siendo la misma especie, asociado a las diferencias del sitio; sin embargo, ambos se encuentran dentro de los rangos de crecimiento en especies del mismo género ubicados en otras localidades como el Indo-Pacífico, pero mayores con lo reportado en las últimas décadas para la región del Pacífico oriental (Guzmán y Cortés, 1993; Dullo, 2005). Estos datos indican que los corales hermatípicos del Pacífico mexicano han incrementado sus tasas de crecimiento a pesar de las condiciones de estrés a las que han sido sujetas en los últimos años, coincidiendo con lo que está ocurriendo con las comunidades coralinas de localidades del Indo-Pacífico a la misma latitud (Lough y Barnes, 1997; Shi *et al.*, 2012; Cooper *et al.*, 2012).

Sin embargo, este aparente beneficio por el incremento de temperatura no se debe de tomar a la ligera, ya que son los registros recientes de solamente dos sitios del Pacífico mexicano y no se cuentan con datos a nivel regional, además de los cambios a largo plazo provocados por condiciones estresantes para su crecimiento. En los últimos años se han presentado con mayor frecuencia e intensidad los eventos de blanqueamiento, en donde el coral rompe la relación simbiótica con su población de *Symbio-*

Figura 3. Incremento en tasa de extensión lineal mensual a lo largo de un año, en tres especies de coral del género *Pocillopora* asociadas al Parque Nacional Islas Marietas. Los datos están representados en media \pm error estándar.



dinium, perdiendo a su proveedor energético (Brown, 1999) y, por lo tanto, pasa por periodos largos de inanición que en muchos casos conlleva a la muerte de varias colonias. Los corales, al igual que todos los invertebrados, tienen un «umbral de tolerancia» ante los eventos de estrés, que les permite sobrevivir ante condiciones no-óptimas (Coles y Brown, 1993; Sanford y Kelly, 2011). Sin embargo, debido a que dichos eventos se han vuelto más intensos y frecuentes (McPhaden, 2012), el organismo no tiene el tiempo suficiente para recuperarse por completo y van perdiendo poco a poco la capacidad de sobrevivir a los eventos subsecuentes (Kemp *et al.*, 2011; Guest *et al.*, 2012).

Los efectos combinados de factores a nivel local tales como surgencias, ondas internas, huracanes, etc., sumado con los efectos de los eventos ENSO que generan condiciones de estrés por altas (El Niño) o bajas temperaturas (La Niña), al cambio climático y la acidificación del océano, están comprometiendo la permanencia de las comunidades coralinas, los cuales están respondiendo de diferente manera (Kleypas *et al.*, 1999; Hoegh-

Guldberg *et al.*, 2007; Erez *et al.*, 2011). El animal al encontrarse en un estado continuo de estrés reduce su resistencia y una disminución en la salud conlleva a una menor competitividad frente a otros organismos, como las macroalgas; a nivel de colonia, la inhibición del crecimiento conlleva a una disminución en la resistencia estructural y aumentos de la bioerosión coralina, los cuales causan una mayor susceptibilidad a la fragmentación (Wild *et al.*, 2011), que sumándose al impacto antropogénico, la pérdida de cobertura es cada año más acelerada. La disminución de colonias de coral una vez que alcanzan magnitudes muy elevadas, resulta en la modificación de la composición estructural de las comunidades coralinas, es decir, se perderán las especies de peces, moluscos, equinodermos entre otros, asociados directamente a los corales, quedando en su mayoría arrecifes rocosos, perdiendo la productividad y belleza visual que genera un sistema saludable.

Referencias

- Al-Horani, F. A., S. M. Al-Moghrabi y D. de Beer, «The mechanism of calcification and its relation to photosynthesis and respiration in the scleractinian coral *Galaxea fascicularis*», *Marine Biology*, 142 (2003), pp. 419-426.
- Allemand, D., C. Ferrier-Pagès, P. Furla, F. Houlbrèque, S. Puverel, S. Reynaud, E. Tambutté, S. Tambutté, S. y D. Zoccola, «Biom mineralization in reef-building corals: from molecular mechanisms to environmental control», *Comptes Rendus Palevolution*, 3 (2004), pp. 453-467.
- , E. Tambutté, D. Zoccola y S. Tambutté, «Coral calcification, cells to reefs», en N. Stambler y Z. Dubinsky (eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, Springer, Londres, 2011, pp. 119-150.
- Alquezar, R. y W. Boyd, «Development of rapid, cost effective coral survey techniques: tools for management and conservation planning», *Journal of Coastal Conservation*, 11 (2007), pp. 105-119.
- Álvarez-Filip, L., N. K. Dulvy, J. A. Gill, I. M. Côté y A.R. Watkinson, «Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity», *Proceedings of the Royal Society B*, 276 (2009), pp. 3019-3025.
- Baird, A. H., R. Bhagooli, P. Ralph y S. Takahashi, «Coral bleaching: the role of the host», *Trends in Ecology and Evolution*, 24 (2008), pp. 16-20.

- Brown, B. E., «Coral bleaching: causes and consequences», *Coral Reefs*, 16 (1997), pp. S129-S138.
- Cabral-Tena, R. A., H. Reyes-Bonilla, S. Llich-Cota, D. A. Paz-García, L. E. Calderón-Aguilera, O. Norzagaray-López y E. F. Balart, «Different calcification rates in males and females in the coral *Porites panamensis* in the Gulf of California», *Marine Ecology Progress Series*, 476 (2013), pp. 1-8.
- Capel, K. C. C., B. Seagal, A. Lindner y P. Bertuol, «Corallith beds at the edge of the tropical South Atlantic», *Coral Reefs*, 31 (2012), pp. 75.
- Carricart-Ganivet, J. P., «Coral skeletal extension rate: An environmental signal or a subject to inaccuracies?», *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 405 (2011), pp. 73-79.
- y D. J. Barnes, «Densitometry from digitized images of X-radiographs: Methodology for measurement of coral skeletal density», *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 344 (2007), pp. 67-72.
- , «Sea surface temperature and the growth of the West Atlantic reef-building coral *Montastraea annularis*», *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302 (2004), pp. 249-260.
- Carriquiry, J. D. y H. Reyes-Bonilla, «Estructura de la comunidad y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México», *Ciencias Marinas*, 23 (1997), pp. 227-248.
- , A. L. Cupul-Magaña, F. Rodríguez-Zaragoza y P. Medina-Rosas, «Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-98 El Niño, and prediction from a remote sensing approach», *Bulletin of Marine Science*, 69 (2001), pp. 237-249.
- Cohen, A. L. y T. A. McConnaughey, «A geochemical perspectives on coral mineralization», *Reviews in Mineral Geochemistry*, 54 (2003), pp. 151-187.
- Coles, S. L. y B. E. Brown, «Coral bleaching - capacity for acclimatization and adaptation», *Advances in Marine Biology*, 46 (2003), pp. 183-223.
- Cooper, T. F., G. De'ath, E. Fabricius y J. M. Lough, «Declining coral calcification in massive *Porites* in two nearshore regions of the northern Great Barrier Reef», *Global Change Biology*, 14 (2008), pp. 529-538.
- , R. A. O'Leary y J. M. Lough, «Growth of Western Australian corals in the Anthropocene», *Science*, 335 (2012), pp. 593-596.
- Cupul-Magaña, A. L. y L. Calderón-Aguilera, «Cold water bleaching at Islas Marietas National Park, Nayarit, México», *Memorias 15to. Congreso Nacional de Oceanografía, Veracruz, México*, 2008.

- , O. S. Aranda-Mena, P. Medina-Rosas y V. Vizcaíno-Ochoa, «Comunidades coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México», *Mexicoa*, 2 (2000), pp. 15-22.
- Davies, S. P., «The Role of zooxanthellae in the nutritional energy requirements of *Pocillopora eydouxi*», *Coral Reefs*, 2 (1984), pp. 181-186.
- De'ath, G., J. M. Lough y K. E. Fabricius, «Declining coral calcification on the Great Barrier Reef», *Science*, 323 (2009), pp. 116-119.
- Dodge, R. E. y J. R. Vaisnys, «Hermatypic coral growth banding as environmental recorder», *Nature*, 258 (1975), pp. 706-708.
- Done, T. J., «Corals: environmental controls on growth», en D. Hopley (ed.), *Encyclopedia of Modern Coral Reefs: Structure, Form and Process*, Springer, Alemania, 2011, pp. 281-293.
- Dullo, W. C., «Coral growth and reef growth: A brief review», *Facies*, 51 (2005), pp. 33-48.
- Erez, J., S. Reynaud, J. Silverman, K. Sckneider y D. Allemand, «Coral Calcification under ocean acidification and global change», en N. Stambler y Z. Dubinsky (eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, Springer, Londres, 2011, pp. 151-176.
- Fitt, W. K., F. K. McFarland, M. E. Warner y G. C. Chilcoat, «Seasonal patterns of tissue biomass and densities of symbiotic dinoflagellates in reef corals and relation to coral bleaching», *Limnology and Oceanography*, 45 (2000), pp. 677-685.
- Furla, P., D. Allemand, M. Shick, C. Ferrier-Pages, S. Richier, A. Plantivaux y S. Tambutte, «The symbiotic anthozoan: A physiological chimera between alga and animal», *Integrative and Comparative Biology*, 45 (2005), pp. 595-604.
- Gardner, T. A., I. M. Côté, J. A. Gill, A. Grant y A. R. Watkinson, «Long-term region-wide declines in Caribbean corals», *Science*, 301 (2003), pp. 958-960.
- Gaston, K. J., «Ecology—the how and why of biodiversity», *Nature*, 421 (2003), pp. 900-901.
- Gattuso, J. P., D. Allemand y M. Frankignoulle, «Photosynthesis and Calcification at cellular, organismal and community levels in coral reefs: a review on interactions and control by carbonate chemistry», *American Zoology*, 39 (1999), pp. 160-183.
- Glynn, P. W. y G. E. Leyte-Morales, «Coral reefs of Huatulco, west Mexico: Reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec», *Revista Biología Tropical*, 45 (1997), pp. 1033-1047.

- y J. S. Ault, «A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region», *Coral Reefs*, 19 (2000), pp. 1-23.
- , «Rolling stones amongst the Scleractinia: mobile coralliths in the Gulf of Panama», *Proceeding of the 2nd International Coral Reef Symposium*, 2 (1974), pp. 183-198.
- Goreau, T. F. y J. W. Wells, «The shallow-water Scleractinia of Jamaica: Revised list of species and their vertical distribution range», *Bulletin of Marine Science*, 17 (1967), pp. 442-453.
- Grigg, R. W., «Depth limit for reef building corals in the Au'au channel, SE Hawaii», *Coral reefs*, 25 (2006), pp. 77-84.
- y D. Epp, «Critical depth for the survival of coral islands: Effects on the Hawaiian Archipelago», *Science*, 243 (1989), pp. 638-641.
- Guest, J. R., A. H. Baird, J. A. Maynard, E. Muttaquin, A. J. Edwards, S. J. Campbell, K. Yewdall, Y. A. Affendi y L. M. Chou, «Contrasting patterns of coral bleaching susceptibility in 2010 suggest an adaptive response to thermal stress», *PlosOne*, 7 (2012), pp. e33353.
- Guzmán, H. M. y J. Cortés. «Arrecifes coralinos del Pacífico oriental tropical: Revisión y perspectivas», *Revista de Biología Tropical*, 41 (1993), pp. 535-557.
- Harries, P. J. y J. F. Sorauf, «Epi- and endobionts on and in free-living colonies of *Manicia aerolata* (Cnidaria, Scleractinia): A comparison of two Pleistocene communities from southern Florida», *Palaeos*, 25 (2010), pp. 400-414.
- Harrison, P. H., «Sexual reproduction of scleractinian corals», en N. Stambler y Z. Dubinsky (eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, Springer, Londres, 2011, pp. 59-86.
- Hochachka P. W. y G. N. Somero, *Biochemical adaptation Mechanism and process in physiological evolution*, Oxford University Press, Londres, 2002.
- Iglesias-Prieto, R., V. H. Beltrán, T. C. LaJeunesse, H. Reyes-Bonilla, y P. E. Thome, «Different algal symbionts explain the vertical distribution of dominant reef corals in the eastern Pacific», *Proceedings of the Royal Society B*, 271 (2004), pp. 1757-1763.
- International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP), *The International Geosphere-Biosphere Programme: A Study of Global Change. The Initial Core Projects*, IGBP, Stockholm, 1990.
- Kemp, D. W., C. A. Oakley, D. J. Thornhill, L. A. Newcomb, G. W. Schmidt y W. Fitt, «Catastrophic mortality on inshore coral reefs of the florida

- keys due to severe low-temperature stress», *Global Change Biology*, 17 (2011), pp. 3468-3477.
- Kleypas, J. A., R. W. Buddemeier, D. Archer y J. P. Gattuso, «The future of coral reefs in an age of global change», *International Journal of Earth Science*, 90 (2001), pp. 426-437.
- Knutson, D. W. y R. W. Buddemeier, *Distributions of radionuclides in reef corals: opportunity for data retrieval and study of effects*, en Radio-active Contamination of the Marine Environment, International Atomic Energy Agency, IAEA-SM-158/49, Vienna, 1973, pp. 735-746.
- , R. W. Buddemeier y S. V. Smith, «Coral chronometers: seasonal growth bands in reef corals», *Science*, 177 (1972), pp. 270-272.
- LaJeunesse, T. C., D. J. Thornhill, E. F. Cox, F. G. Stanton, W. K. Fitt y G. W. Schmidt, «High diversity and host specificity observed among symbiotic dinoflagellates in reef coral communities from Hawaii», *Coral Reefs*, 23 (2004), pp. 596-603.
- , R. Smith, M. Walther, J. H. Pinzón, T. Pettay, M. McGinley, M. Aschaffenburg, P. Medina-Rosas, A. L. Cupul-Magaña, A. López-Pérez, H. Reyes-Bonilla y M. E. Warner, «Host-symbiont recombination vs. natural selection in the response of coral-dinoflagellate symbioses to environmental disturbance», *Proceedings of the Royal Society B*, 277 (2010), pp. 2925-2934.
- Latypov, Y. Y., «Free-living Scleractinian corals on reefs of the Seychelles Islands», *Russian Journal of Marine Biology*, 33 (2007), pp. 222-226.
- Lewis, J. B., «Spherical growth in the Caribbean coral *Siderastrea radians* (Pallas) and its survival in disturbed habitats», *Coral Reefs*, 7 (1989), pp. 161-167.
- López-Pérez, R. A., L. E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, J. D. Carriquiry, P. Medina-Rosas, A. L. Cupul-Magaña, M. D. Herrero-Pérezrul, H. A. Hernández-Ramírez, M. A. Ahumada-Sempoal y B. M. Luna-Salguero, «Coral communities and reefs from Guerrero, South Mexican Pacific», *Marine Ecology*, 33 (2012), pp. 407-416.
- , M. G. Mora-Pérez y G.E. Leyte-Morales, «Coral (Anthozoa: Scleractinia) recruitment at Bahías de Huatulco, western México: Implications for Coral Community Structure and Dynamics», *Pacific Science*, 61 (2007), pp. 355-369.
- Lough, J. M. y D. J. Barnes, «Coral records of past climates and environments», *Bulletin of Australian Meteorological and Oceanographic Society*, 10 (1997), pp. 84-90.

- y T. F. Cooper, «New insights from coral growth band studies in an era of rapid environmental change», *Earth Science Reviews*, 108 (2011), pp. 170-184.
- y D. J. Barnes, «Environmental controls on growth of the massive coral *Porites*». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 245 (2000), pp. 225-243.
- Mayfield, A. B. y R. D. Gates, «Osmoregulation in anthozoan-dinoflagellate symbiosis», *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 147 (2007), pp. 1-10.
- McPhaden, M., *El Niño and the Southern Oscillation: 30 years of progress in observing, understanding and predicting climate variability*, Reunión Anual de la Unión Geofísica Mexicana A. C., Puerto Vallarta, México, 2012.
- Norzagaray-López, O., *Producción potencial de carbonato de calcio por *Porites panamensis* en dos comunidades arrecifales del Pacífico mexicano*, tesis de maestría en Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, 2010.
- Patton, J. S., S. Abraham y A. A. Benson, «Lipogenesis in the intact coral *Pocillopora capitata* and its isolated zooxanthellae: Evidence for a light-driven carbon cycle between symbiont and host», *Marine Biology*, 44 (1977), pp. 235-247.
- Pérez-Vivar, T. L., H. Reyes-Bonilla y C. Padilla, «Corales pétreos (Scleractinia) de las Islas Mariás, Pacífico de México», *Ciencias Marinas*, 32 (2006), pp. 259-270.
- Reyes-Bonilla, H. y R. A. López-Pérez, «Biogeografía de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico de México», *Ciencias Marinas*, 24 (1998), pp. 211-224.
- , T. L. Pérez-Vivar y J. T. Ketchum-Mejía, «Distribución geográfica y depredación de *Porites lobata* (Anthozoa: Scleractinia) en la costa occidental de México», *Revista de Biología Tropical*, 47 (1999), pp. 273-279.
- , «Checklist of valid names and synonyms of stony corals (Anthozoa: Scleractinia) from the Eastern Pacific», *Journal of Natural History*, 36 (2002), pp. 1-13.
- , L. E. Calderón-Aguilera, G. Cruz-Piñón, P. Medina-Rosas, R. A. López-Pérez, M. D. Herrero-Pérezru, G. E. Leyte-Morales, A. L. Cupul-Magaña y J. D. Carriquiry-Beltrán, *Atlas de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico mexicano*. CICESE/CONABIO/CONACYT/UABCS/Universidad de Guadalajara/Universidad del Mar, 2005, 124 pp.

- , L. E. Escobosa-González, A. L. Cupul-Magaña, P. Medina-Rosas y L. E. Calderón-Aguilera, «Estructura comunitaria de corales zooxantelados (Anthozoa: Scleractinia) en el arrecife coralino de Carrizales, Pacífico mexicano», *Revista Biología Tropical*, 61(2013), pp. 583-594.
- , R. A. López-Pérez y A. Mohedano, «Discrepancia taxonómica y riqueza de corales zooxantelados del Pacífico oriental durante el Cenozoico», *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83 (2012), pp. 939-945.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., E. Carpizo-Ituarte y A. L. Cupul-Magaña, «Differential response to cold and warm water conditions in *Pocillopora* colonies from the Central Mexican Pacific», *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 391 (2010b), pp. 57-64.
- , E. Carpizo-Ituarte, D. T. Pettay, M. E. Warner y A. L. Cupul-Magaña, «The effects of an abnormal decrease in temperature on the Eastern Pacific reef building coral *Pocillopora verrucosa*», *Marine Biology*, 161 (2014), pp. 131-139.
- , E. Carpizo-Ituarte, y A. L. Cupul-Magaña, «Response to sudden increases in temperature (thermal shock) under laboratory conditions in the coral *Pocillopora verrucosa*», *Ciencias Marinas*, 36 (2010a), pp. 91-98.
- Sanford, E. y M. Kelly, «Local adaptation in marine invertebrates», *Annual Reviews on Marine Science*, 3 (2011), pp. 509-553.
- Sheppard, C. R. C., S. K. Davy y G. M. Pilling, *The biology of coral reefs*, Oxford University Press, Londres, 2010.
- Shi, Q., K. Yu, T. Chen, M. Zhang y H. Yan, «Two centuries-long records of skeletal calcification in massive *Porites* colonies from Meiji Reef in the southern South China Sea and its responses to atmospheric CO₂ and seawater temperature», *China Science Earth Science*, 55 (2012), pp.1-12.
- Shinn, E. A., B. H. Lidz, J. L. Kindinger, J. H. Hudson y R. B. Halley, *Reefs of Florida and the Dry Tortugas*, International Geophysical Congress, Field Guide T-176, Washington, D. C., 1989.
- Spalding, M. D., C. Ravolius y E. P. Green, *World Atlas of Coral Reef*. UNEP/WCMC, University of California Press, EUA, 2001.
- Stambler, H., «Zooxanthellae: The yellow symbionts inside animals», en N. Stambler y Z. Dubinsky (eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, Springer, Londres, 2011, pp. 87-106
- Tambutté, E., D. Allemand, D. Zoccola, A. Meibom, S. Lotto, N. Caminiti y S. Tambutté, «Observations of the tissue-skeleton interface in the scler-

- ractinian coral *Stylophora pistillata*», *Coral Reefs*, 26 (2007), pp. 517-529.
- Tortolero-Langarica, J. J. A., A. L. Cupul-Magaña, A. P. Rodríguez-Troncoso, «Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park», *Ocean and Coastal Management*, 96(2014), pp. 12-19.
- Veron, J. E. N., *Coral Reefs of Australia and the Indo-Pacific*, Angus and Robertson Publishers, North Ryde, 1996.
- , *Coral Reefs of the World*, Australian Institute of Marine Science, Townsville, MC, Australia, 2000.
- , *A Reef in Time: The Great Barrier Reef from Beginning to End*, Oxford University Press, Londres, 2008.
- , «Coral Taxonomy and Evolution», en N. Stambler y Z. Dubinsky (eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, Springer, Londres, 2011, pp. 37-46.
- Wainwright, S., Skeletal organization in the coral *Pocillopora damicornis*, *Quarterly Journal of Microscopical Science*, 104 (1963), pp. 169-183.
- Wild, Ch., O. Hoegh-Guldberg, M. S. Naumann, M. F. Colombo-Pallotta, M. Ateweberhan, W. K. Fitt, R. Iglesias-Prieto, C. Palmer, J. Bythell, J. Ortiz, Y. Loya y R. van Woesik, «Climate changes impedes scleractinian corals as primary reef ecosystem engineers», *Marine and Freshwater research*, 62 (2011), pp. 205-215.
- Wooldridge, S. A., «A new conceptual model of coral biomineralisation: hypoxia as the physiological driver of skeletal extension», *Biogeo-science discuss*, 9 (2013), pp. 12627-12666.
- Yellowlees, D., T. A. V. Rees y W. Leggat, «Metabolic interactions between algal symbionts and invertebrate hosts», *Plant, Cell and Environment*, 31 (2008), pp. 679-694.

CAPÍTULO 4

Los equinodermos: invertebrados esenciales dentro de la estructura de la comunidad coralina

Rosa Carmen Sotelo-Casas
Alma Paola Rodríguez-Troncoso

Los equinodermos, son un grupo de invertebrados exclusivamente marinos con registros de aproximadamente 7 mil especies vivas, de las cuales aproximadamente 1,500 están asociadas a arrecifes de coral (Pawson, 2007; Glynn y Enochs, 2011). Su importancia ecológica radica en que por un lado, sirven de alimento a taxones como peces, aves y mamíferos marinos, y a su vez, por su modo de alimentación controlan la densidad poblacional de algunos grupos bentónicos principalmente algas y moluscos; además dado que están asociados directamente al sustrato, y que en su mayoría tienen capacidad de bioerosionar, influyen en la estructura bentónica del medio circundante (Birkeland, 1989; Alvarado y Solís-Marín, 2013). Por lo que, su presencia y variación estacional en las comunidades coralinas determinará directa o indirectamente la abundancia de otros organismos asociados como peces, crustáceos, moluscos e inclusive corales; asimismo, tienen importancia comercial, ya que algunos grupos son actualmente explotados como alimento humano.

El Phylum Echinodermata agrupa cinco clases: Crinoidea (lirios y margaritas de mar), Asterozoa (estrellas marinas), Ofurozoa (estrellas serpiente), Echinozoa (erizos y galletas de mar) y Holothurozoa (pepinos de mar) además de un amplio registro fósil de al menos 13,000 especies (Pawson, 2007; Ruppert y Barnes, 1996). Salvo algunos registros excepcionales como el pepino de mar *Rinkatorpa pawsoni*, comensal de peces abisales (Martín, 1969) o las holoturias nadadoras de aguas profundas (Rogacheva *et al.*, 2012), los equinodermos son de hábitos bentónicos (Ruppert y Barnes, 1996). Su distribución está restringida a ambientes marinos, debido a que están adaptados a los ambientes salinos y no poseen estructuras osmorreguladoras, es decir, su concentración de osmolitos varía

paralelamente con los cambios del medio interno llevando a un «equilibrio osmótico» entre ambos, por lo que su capacidad de colonizar ambientes dulceacuícolas se ha limitado, aunque se han llegado a encontrar en algunos cuerpos salobres con una concentración de ~20 ups, como la laguna de Términos en Campeche, México (Caso *et al.*, 1993), mientras que en el medio marino es posible encontrarlos en gran diversidad de ambientes desde zonas someras, inclusive intermareales, hasta grandes profundidades (Solís-Marín, 1998).

Aunque la morfología de cada clase presenta diferencias, lo que permite distinguirlos taxonómicamente, es que estos organismos comparten un plan corporal básico que les ha permitido sobrevivir con éxito desde su aparición en el cámbrico hasta nuestros días (Benavides-Serrato *et al.*, 2011). Se caracterizan por inicialmente desarrollar simetría bilateral asociada a su desarrollo larvario, la cual pierden durante el asentamiento y metamorfosis adquiriendo la simetría pentaradial que mantienen durante toda su vida; asimismo, generan una matriz esquelética compleja, compuesta por un tejido de origen mesenquimático llamado «sterom» que secreta dos componentes principales: oscículos de calcita que pueden dar lugar a placas espinas o espículas y una red de fibras de unión de colágeno, junto con el desarrollo de un sistema ambulacral vascular, compuesto por una compleja red de canales y reservorios derivados del celoma y un conjunto de tubos retráctiles llamados pies ambulacrales los cuales son esenciales en su supervivencia, y dependiendo de la clase, pueden tener diferentes funciones: como mecanismos de locomoción, órganos sensoriales (como mecano y quimio receptores), estructuras de alimentación (para atrapar a sus presas), regulador de presión, órganos de defensa (pueden poseer toxinas) y eliminación de desechos (Solís-Marín, 1998; Pawson, 2007; Benavides-Serrato *et al.*, 2011).

Además de los caracteres taxonómicos que identifican al Phylum, los equinodermos como grupo, comparten algunas características ecológicas que les han permitido tener una amplia distribución en los océanos del mundo, por lo cual las condiciones del medio circundante influyen de manera diferente en su comportamiento, con respecto a otros invertebrados. De manera general, la distribución y abundancia de los equinodermos no está directamente relacionada a la disponibilidad de alimento como en otros taxones, (p. ej. peces, algas y moluscos) ya que han desarrollado una amplia gama de roles tróficos, como detritívoros, suspensívoros, carnívoros carroñeros, carnívoros cazadores, ramoneadores y omnívoros con una mi-

noría de especies con dietas altamente selectivas, por lo que se consideran un grupo generalista (Birkeland, 1989; Calva 2002a; Calva 2002b). A manera de excepción se tienen a especies selectivas como la estrella de mar *Acanthaster planci* que es una importante depredadora de corales del género *Acropora* y *Pocillopora* (Glynn, 1985; Pratchett, 2007), y los erizos de las familias Diadematidae y Cidaridae que ejercen una fuerte actividad de ramoneo sobre las algas carnosas y algas costrosas respectivamente, sin embargo, éstas pueden modificar su dieta cuando su fuente de alimento preferente se ve reducida, lo que les permite sobrevivir durante las temporadas del año en que escasea el alimento, o bien, ampliar su distribución a sitios en donde éste no es abundante (Birkeland, 1989; Ruppert y Barnes, 1996; Pratchett, 2007). Además de tener la capacidad de modificar su dieta con base en la variación espacio-temporal del recurso, los equinodermos son oportunistas, pudiendo aprovechar recursos ocasionales, como son los desoves (expulsión de gametos con el fin de que sean fertilizados en la columna de agua) de diversos invertebrados como son corales, moluscos e inclusive los mismos equinodermos, en donde aquellos con alimentación suspensívora como ofiuras y holoturias, pueden obtener un recurso extra de proteínas al capturar las larvas y huevos liberados a la columna de agua (Birkeland, 1989); asimismo algunas estrellas con hábitos esencialmente carnívoros se convierten en carroñeras de aquellos organismos de talla mediana o pequeña que mueren después de la reproducción o al finalizar la temporada de crianza (p. ej. bivalvos, calamares, pulpos [Scheibling, 1982; Birkeland, 1989; McClintock, 1994]).

Por otro lado, sus interacciones tróficas principalmente de competencia por refugio y alimento varían con respecto al hábitat en el que se desarrollan. Los organismos que se distribuyen en ambientes costeros desde pozas de mareas hasta los arrecifes rocosos y coralinos comparten zonas de refugio de manera muy estrecha tanto con miembros de su Phylum como de otros taxones, sin que esto represente necesariamente una fuerte presión por competencia ya que su amplia plasticidad morfológica y de comportamiento, les permite optar por diversos recursos disponibles evitando o llegando a un mínimo estrés por competencia. Por ejemplo, se ha encontrado que distintas especies de pepinos de mar con hábitos detritívoros, pueden adoptar diferentes horarios de alimentación y posiciones entre las grietas que comparten, a fin de permitir que cada especie aproveche una fuente de detritus distinta (Ruppert y Barnes, 2006). También se han establecido relaciones de comensalismo con otros grupos, donde especies

como el cangrejo *Stenorhynchus debilis* y los peces del género *Apogon* utilizan las espinas de los Diadematidos como refugio, a la vez que algunas especies de crinoideos y ofiuras como el género *Ophionereis* viven sobre esponjas y corales blandos, utilizándolos como refugio (Birkeland, 1989; Glynn y Enochs, 2011; Alvarado, 2008), por lo que no solamente dependen, sino que a su vez sirven de recurso para la supervivencia de otros grupos, sin causar para ambas partes ningún prejuicio aparente. Todas estas características en conjunto, les han permitido a los equinodermos tener un rango amplio de distribución y un patrón de abundancia distinto al del resto de los taxones.

Función de los equinodermos en las comunidades coralinas

En los ecosistemas costeros los equinodermos son un componente común que presenta altos valores de riqueza, densidad y biomasa (Ruppert y Barnes, 1996; Alvarado y Chiriboga, 2008). Los arrecifes coralinos ofrecen a los equinodermos, al igual que a otros taxones una amplia gama de recursos, como son disponibilidad de espacio, fuentes de alimento, zonas de reproducción y crianza, así como protección contra los depredadores y los disturbios ambientales (Cupul-Magaña *et al.*, 2000; Glynn y Enochs, 2011). A su vez los equinodermos, principalmente estrellas de mar, erizos y pepinos, modifican la estructura física y biótica del arrecife por lo que se les considera como ingenieros alogénicos (definidos como organismos que cambian el ambiente transformando materiales vivos y no vivos de un estado físico a otro a través de medios mecánicos [Chamucero-Santacoloma *et al.*, 2011; Jones *et al.*, 1994]) esenciales dentro de la comunidad coralina (Glynn, 1985; Birkeland, 1989; Alvarado y Chiriboga, 2008).

Los erizos, son organismos considerados como uno de los grupos de consumidores con mayor influencia sobre la estructura comunitaria de muchos ecosistemas costeros como lo son arrecifes coralinos, bosques y camas de macroalgas (Steneck, 2013); las comunidades coralinas se caracterizan por albergar aquellos que son ramoneadores poco selectivos, e importantes bioerosionadores, un ejemplo común en el Pacífico tropical son las especies *Diadema mexicanum* y *Eucidaris thourasii* pues se ha comprobado que pueden representar la principal fuente de erosión cuando sus densidades se elevan a $>50 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$, encontrando que en algunos sitios

como islas Galápagos, Ecuador, pueden generar una tasa de acreción de hasta $40 \text{ kg} \cdot \text{año}^{-1}$ (Glynn, 1988; Birkeland, 1989), que supera la tasa de deposición de carbonato de calcio de los corales equivalente al promedio a $<10 \text{ kgCaCO}_3 \cdot \text{año}^{-1}$, sin embargo cuando sus densidades se encuentran estables ($\leq 3 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$), su actividad de pastoreo brinda un servicio al arrecife, controlando la cobertura de algas carnosas y evitando la formación de camas de macroalgas, esto por un lado disminuye el estrés por competencia tanto por luz como por sustrato sobre los corales formadores de arrecife, y libera espacio para el asentamiento de otros invertebrados que requieren espacios libres de algas para su reclutamiento (Mokady *et al.*, 1996). Debido a que este servicio ambiental resulta tan importante para la comunidad coralina, en los últimos años se han iniciado diversos estudios para determinar por sitio la densidad de erizos ramoneadores necesario para alcanzar un punto de equilibrio entre ambos recursos dentro del sistema. Sin embargo, se debe considerar que no todo recurso está disponible para ellos, ya que hay una gran cantidad de herbívoros asociados a la comunidad coralina entre los que se encuentran los peces de las familias Scaridae, Acanthuridae, Siganidae y Kiphosidae que compiten por los céspedes algales, así como el pomacéntrido *Stegastes acapulcoensis* o comúnmente denominado «damisela agricultora», la cual es una especie territorialista que defiende las «parcelas de algas» que crecen en su territorio (Glynn, 1988; Birkeland, 1989).

Los asteroideos han desarrollado diversas estrategias alimenticias lo cual contribuye de manera significativa a los cambios en la comunidad arrecifal. Las estrellas con alimentación herbívora controlan la cobertura de algas costrosas y céspedes algales, así como la densidad poblacional de algunos invertebrados sésiles como briozoarios y esponjas; por otro lado, las que tienen hábitos cazadores y carnívoros, se alimentan de moluscos, equinodermos y otros grupos bentónicos no sésiles. Dentro de este grupo, se mencionó anteriormente la actividad de *Acanthaster planci* comúnmente denominada «estrella corona de espinas», la cual se distribuye a lo largo de todo el Pacífico (Vogler *et al.*, 2013) y se alimenta de corales duros, consumiendo hasta $6 \text{ m}^2 \cdot \text{año}^{-1}$ de coral vivo por ejemplar (Birkeland, 1989); su presencia en los arrecifes es ecológicamente importante, no solamente porque contribuye a la biodiversidad del ecosistema, sino porque se tiene clasificada como una especie clave que controla y determina la estructura coralina (Morbe y Folke, 1999). Sin embargo, un incremento por arriba

1,500 ind•km⁻² como se ha dado en algunos sitios de Australia, puede llevar a una pérdida total de la cobertura coralina (Moran y De'ath, 1992).

Finalmente está el papel de los pepinos de mar, quienes influyen de manera importante en el mantenimiento de los arrecifes y el transporte de energía entre niveles tróficos. En general, la clase Holothuroidea se caracteriza por su alimentación detritívora, ya que carecen de estructuras masticadoras que les permitan descomponer materiales duros y aunque no están clasificados como organismos sésiles, tienen poca movilidad y su plan corporal no está adaptado para las actividades de cacería como en el caso de estrellas y ofiuras (Solís-Marín *et al.*, 2009). Sin embargo, sus métodos de obtención de detritus no dejan de ser variados y eso permite clasificarlos en suspensívoros y detritívoros. Los suspensívoros secretan mucus a través de sus tentáculos bucales y atrapan las partículas de la columna de agua que son arrastradas por corrientes o por oleaje (Birkeland, 1989; Solís-Marín *et al.*, 2009); este tipo de alimentación representa un servicio de limpieza y reciclaje de nutrientes muy importante para el arrecife ya que actúan como un filtro de la columna de agua, contribuyendo a amortiguar las condiciones de turbidez que pudieran inhibir el proceso de fotosíntesis en algas y corales. Por otro lado, los detritívoros se alimentan de partículas orgánicas en descomposición obtenidas del fondo marino, es decir, tienen la capacidad de filtrar arena y escombros, contribuyendo de manera directa a la eliminación de las bacterias y, de manera indirecta, mediante su actividad excavadora y procesos digestivos a la oxigenación del sustrato y al aumento en las concentraciones de compuestos minerales en sus formas metabolizables (Ruppert y Barnes, 1996; Ambrose *et al.*, 2001; Schneider *et al.*, 2011).

Así como los equinodermos controlan la abundancia de otros grupos taxonómicos, hay una alta diversidad de organismos cuya alimentación depende directamente de ellos. En su etapa larvaria, los equinodermos son depredados por organismos filtradores y de tallas pequeñas, como son crustáceos, peces, poliquetos y anfípodos, durante su proceso de asentamiento pueden ser consumidos incidentalmente por organismos ramoneadores como peces, moluscos y otros equinodermos; asimismo, en su estado adulto sirven de alimento para peces de las familias Labridae, Haemulidae y Sparidae e inclusivea crustáceos principalmente decápodos, moluscos, aves y mamíferos marinos (Lawrence y Vasquez, 1996; Francour, 1997; Jennings y Hunt, 2010). Una característica importante del Phylum Echinodermata, es que en algunos casos tienen la capacidad de regenerar es-

estructuras, como son brazos, vísceras, pies ambulacrales y espinas cuando son atacados por otros organismos como peces, lo que les permite sobrevivir a dichos ataques e incluso sirve como estrategia de dispersión y reproducción asexual, aunque con un coste energético alto (Lawrence y Vasquez, 1996).

En un ecosistema equilibrado es necesario un control poblacional de los equinodermos, ya que como se mencionó anteriormente un crecimiento descontrolado, pueden cambiar la estructura comunitaria por completo y no solo en el caso de los arrecifes coralinos (Moran y De'ath, 1992; Prachett, 2007; Steneck, 2013), sino en otros ecosistemas como los bosques de macroalgas (Bren y Mann, 1972; Chapman, 1981; Leinaas y Christie, 1996; Steneck, 2013) hasta el punto de causar daños irreversibles (denominado comúnmente cambio de fase) no solo al recurso que están aprovechando, sino a todos los organismos asociados a éste. Es por ello que el estudio de los patrones de distribución de los equinodermos en el Pacífico americano es prioritario para conocer y en su caso conservar o mejorar el estado de salud de las comunidades coralinas y su biota asociada.

Los equinodermos en las comunidades coralinas del Pacífico americano

Los equinodermos asociados a los arrecifes coralinos (Cuadro 1), presentan límites de tolerancia térmica, fuertemente ligada al rango de distribución de los corales escleractineos o corales formadores de arrecifes; por lo que ambos presentan una termo-tolerancia relativamente estrecha restringida a la región circumtropical (Veron, 2011), siendo el Pacífico americano (también conocido como Pacífico central este) el límite norte en México (~32° N), y el sur en Perú (~18° S). Dentro de esta región, la mayoría de los estudios están enfocados específicamente a 15 localidades: 11 países y 4 regiones insulares (Cortés, 1997; Maluf, 1987); las cuales en general, se caracterizan por ser zonas de alta riqueza y biodiversidad marina, asociada a sus características orográficas y oceanográficas complejas y condiciones variables de productividad (Wyrтки, 1967; Maluf, 1987; Alvarado *et al.*, 2010). Debido a esto, se crean una gran variedad de ambientes marinos donde los equinodermos pueden ver satisfechos sus requerimientos ambientales y a la vez jugar un papel importante en las interacciones biológicas (Birkeland, 1988; Maluf, 1987; Alvarado *et al.*, 2010).

Cuadro 1. Número de especies, géneros, familias y órdenes de cada clase de equinodermos asociados a comunidades coralinas a lo largo del Pacífico americano.

| | Especies | Géneros | Familias | Órdenes |
|---------------|----------|---------|----------|---------|
| Asteroidea | 24 | 21 | 11 | 4 |
| Echinoidea | 22 | 17 | 8 | 8 |
| Holothuroidea | 38 | 17 | 8 | 3 |
| Total | 84 | 55 | 27 | 15 |

Con respecto a la costa del Pacífico este, México posee el 88.1% del total de especies de equinodermos asociados específicamente a las comunidades coralinas, mientras que Chile presenta una baja riqueza (3.57%), pero sus registros son de gran relevancia, ya que es el límite sureño de algunos equinodermos. Basado en los trabajos de Deichmann (1941 y 1958), Maluf (1987), Barraza y Hasbún (2005), Hendrickx *et al.* (2005), Alvarado y Solís-Marín (2013) así como en los listados no publicados del Laboratorio de Ecología Marina, del Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, se construyó un listado taxonómico de los equinodermos asociados a arrecifes de coral del litoral tropical y subtropical del Pacífico americano por sitio, detallando el tipo de sustrato al que se encuentran asociados (Cuadro 2). Con base en dicho listado se construyó una matriz de presencia-ausencia, para las 15 localidades del Pacífico americano, a partir de la cual se calculó el índice de similitud de Jaccard (Magurran, 2004) y el número de especies compartidas entre localidades (Cuadro 3), utilizando solamente a las clases Asteroidea, Holoturoidea y Equinoidea, por ser las que tienen el papel más activo en la conformación de la estructura comunitaria de los arrecifes (Glynn, 1985; Glynn, 1988; Birkeland, 1989; Toro-Farmer *et al.*, 2004; Solís-Marín *et al.*, 2009; Glynn y Enochs, 2011). Con el fin de identificar los sitios con mayor riqueza y abundancia así como su relación entre los sitios, inicialmente se llevó a cabo un análisis de escalonamiento multidimensional no métrico (NMDS) y un análisis de clasificación basado en el índice de Jaccard, para analizar la similitud entre localidades y, para el análisis de clasificación por dendrogramas, se empleó el método de agrupamiento de pares basado en la media aritmética no ponderada (UPGMA); por otro lado, se llevó a cabo la identificación de grupos realizando cortes en diferentes niveles de similitud. Posteriormente, se hizo una superposición de los conglomerados obtenidos en las orde-

Cuadro 2. Lista taxonómica detallada de los equinodermos asociados a arrecifes de coral en las costas del Pacífico este. Los registros encontrados corresponden a 15 localidades entre las que se encuentran zonas costeras e insulares: MEX=México, REV=Archipiélago Revillagigedo, GUA=Guatemala, SAL=El Salvador, HON=Honduras, NIC=Nicaragua, CRC=Costa Rica, COC=Isla del Coco, PAN=Panamá, COL=Colombia, MAL=Isla de Malpelo, GAL=Archipiélago de las Galápagos, ECU=Ecuador, PER=Perú, CHI=Chile. Asimismo se especifica los sustratos a los que se encuentra asociada cada especie: alg=alga carnosa, ar=arena, bk=bosque de kelpo, corl=alga coralina, con=conchas, es=escombro, esp=esponja, ez=erizos, gj=guijjarros, go=gorgonias, gt=grava, lo=lodo, ma=manglar, rc=roca.

| TAXON | SUSTRATO | MEX | REV | GUA | SAL | HON | NIC | CRC | COC | PAN | COL | MAL | GAL | ECU | PER | CHI |
|------------------------------|------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| CLASE ASTEROIDEA | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Orden Paxillosida | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Gonioplectinidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Luidia columbia</i> | cr, ar, lo | X | X | | | | | | | X | X | | X | X | X | |
| <i>Cladus tervalidus</i> | cr, rc, ar | X | | | | | | | | | | | | | | |
| Orden Valvatida | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Acanthasteridae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acantaster planci</i> | cr, rc, go | X | X | | | | X | X | X | X | X | X | X | | | |
| Familia Asterinidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Patiria minata</i> | cr, rc | X | X | | | | | | | | | | | | | |
| Familia Asterodiscidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Amphiaster insignis</i> | cr, rc, ar, lo | X | X | | X | | | X | X | X | X | X | X | | X | X |
| <i>Paulia horrida</i> | cr, rc, alg, con | X | X | | | | | X | X | X | X | X | X | | X | X |
| <i>Asteropsis carinifera</i> | cr, rc | X | X | | | | X | X | X | X | X | X | X | | X | X |
| Familia Mithrodiidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mithrodia bradleyi</i> | cr, rc, ar, alg | X | X | | | | | | X | X | X | X | X | | X | X |
| Familia Ophidiasteridae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Leiaster glaber</i> | cr, rc | X | | | | | | | | X | X | X | X | | X | X |
| <i>Leiaster teres</i> | cr, rc, lo | X | | | | | | | X | X | X | X | X | | X | X |
| <i>Linckia columbiae</i> | cr, rc, lo | X | X | | | | | X | X | X | X | X | X | | X | X |

naciones NMDS. El NMDS y el análisis de clasificación se hicieron con el programa PRIMER v6.

Asimismo, se estimó la distinción taxonómica promedio (Δ^+) y su variación (Λ^+) para cada localidad del Pacífico americano. Se elaboró una matriz de agregación con 5 niveles taxonómicos (especie, género, familia, orden y clase), tomados de la clasificación para equinodermos propuesta por Alvarado y Solís-Marín (2013). Posteriormente, se siguió la propuesta de Warwick y Clarke (1995), donde los niveles taxonómicos fueron ponderados de la siguiente manera: w1, especies dentro del mismo género; w2, especies dentro de la misma familia pero en diferente género; w3, especies dentro del mismo orden pero en diferente familia y así sucesivamente. Se calcularon Δ^+ y Λ^+ que miden el grado en el cual las especies están relacionadas taxonómicamente unas con otras y el grado por el cual los taxones son alta o pobremente representados (Clarke y Warwick, 1999), calculados con el programa PRIMER v6.

A partir de los análisis mencionados se encontraron un total de 84 especies exclusivamente asociadas a comunidades coralinas, siendo Holothuroidea la clase más numerosa, seguida de Asteroidea y Echinoidea (Cuadro 1). Con respecto a la distribución, se encontró que las especies *Echinometra vamburuti* (erizo) e *Isostichopus fuscus* (pepino de mar), son las que presentan el mayor rango de distribución latitudinal en el Pacífico, encontrándose en todas las localidades con excepción de Chile; finalmente está la estrella de mar *Phataria unifascialis* y los erizos *Eucidaris thouarsii*, *Diadema mexicanum* y *Toxopneustes roseus* que están ausentes solo en tres localidades: Chile, Honduras y Guatemala (Cuadro 4).

Las localidades con mayor riqueza de especies fueron México, Galápagos y Panamá respectivamente (Cuadro 4), las cuales además, comparten el mayor número de especies entre sí presentando valores de similitud mayores al 60% (Cuadro 4); contrastantemente, Chile, Honduras, Nicaragua y Guatemala presentaron la menor riqueza (<20 spp.) y por lo tanto un menor número de especies compartidas con respecto al resto de las localidades (<40%); sitios como Honduras y Guatemala comparten cuatro de las cinco especies que presentan: *Echinometra vamburuti*, *Isostichopus fuscus*, *Holothuria (Platyperona) difficilis* y *Pseudocnus californicus*, lo que les da una alta similitud (66.6%) entre sí a pesar de su baja riqueza (Cuadro 3).

El análisis de disimilitud no métrico (NMDS) con un corte al 50% mostró que de hecho Chile es la localidad con menor similitud respecto al resto del Pacífico (<5%), mientras que Honduras y Guatemala comparten menos del

Cuadro 3. Número y porcentaje [N(%)] de especies de equinodermos compartidas entre 15 localidades del Pacífico americano.

| | REV | GUA | SAL | HON | NIC | CRC | COC | PAN | COL | MAL | GAL | ECU | PER | CHI |
|-----|----------|--------|----------|---------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|--------|
| MEX | 38(51.3) | 5(6.8) | 26(35.1) | 5(6.8) | 18(24.3) | 40(52.6) | 37(46.8) | 52(67.5) | 41(53.3) | 27(36.0) | 54(69.2) | 35(45.5) | 35(45.5) | 3(4.1) |
| REV | | 4(9.5) | 17(34.0) | 4(9.5) | 11(25.5) | 28(50.9) | 32(62.7) | 33(52.4) | 30(54.6) | 20(40.8) | 32(50.0) | 22(41.1) | 24(43.6) | 1(2.3) |
| GUA | | | 5(19.2) | 4(66.7) | 4(21.0) | 5(11.9) | 3(6.8) | 4(7.1) | 3(6.5) | 2(6.5) | 3(5.0) | 2(4.9) | 3(7.5) | — |
| SAL | | | | 4(14.8) | 11(37.5) | 22(47.8) | 13(25.9) | 23(42.1) | 17(34.6) | 11(28.6) | 19(31.2) | 16(36.2) | 19(45.4) | — |
| HON | | | | | 4(21.1) | 5(11.9) | 4(9.3) | 5(9.0) | 4(8.9) | 3(10.0) | 4(6.8) | 3(7.5) | 3(7.5) | — |
| NIC | | | | | | 17(39.5) | 14(30.4) | 17(30.4) | 14(29.2) | 11(31.4) | 15(24.6) | 12(27.3) | 14(33.3) | — |
| CRC | | | | | | | 27(47.4) | 38(64.4) | 29(50.9) | 20(40.0) | 34(51.5) | 25(45.5) | 26(48.2) | 1(2.3) |
| COC | | | | | | | | 31(47.0) | 29(48.3) | 23(45.8) | 34(56.3) | 24(40.4) | 20(33.3) | 1(2.3) |
| PAN | | | | | | | | | 35(54.7) | 23(38.3) | 42(61.4) | 30(47.6) | 50(50.0) | 3(5.5) |
| COL | | | | | | | | | | 28(63.6) | 39(64.5) | 26(49.1) | 26(46.4) | 2(4.4) |
| MAL | | | | | | | | | | | 26(43.3) | 18(37.5) | 17(34.7) | 1(3.3) |
| GAL | | | | | | | | | | | | 35(57.4) | 29(47.7) | 2(3.4) |
| ECU | | | | | | | | | | | | | 26(55.1) | 1(2.5) |
| PER | | | | | | | | | | | | | | 1(5.1) |

Cuadro 4. Número total y porcentaje de especies asociadas a arrecifes de coral en el Pacífico americano.

| CLASE\ PAÍS | MEX | REV | GUA | HON | NIC | CRC | COC | PAN | COL | MAL | GAL | ECU | PER | CHI | Total |
|-----------------|-------|-------|------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| Asterioidea | 22 | 12 | 0 | 4 | 0 | 5 | 7 | 11 | 13 | 14 | 10 | 8 | 11 | 1 | 24 |
| Echinoidea | 16 | 12 | 1 | 6 | 1 | 7 | 13 | 15 | 14 | 11 | 10 | 15 | 12 | 0 | 22 |
| Holothuroidea | 36 | 17 | 4 | 16 | 4 | 6 | 22 | 16 | 28 | 19 | 8 | 15 | 15 | 2 | 38 |
| Total | 74 | 41 | 5 | 26 | 5 | 18 | 42 | 42 | 55 | 44 | 28 | 38 | 38 | 3 | 84 |
| Porcentaje spp. | 88.10 | 48.81 | 5.95 | 30.95 | 5.95 | 21.43 | 50.00 | 50.00 | 65.48 | 52.38 | 33.33 | 69.05 | 45.24 | 45.24 | 100.00 |

30% de similitud con el resto de las localidades, las cuales se agrupan debido a su alta riqueza (Figura 1). Sin embargo, al descartar los países con menor riqueza y afinidad (Chile, Honduras, Guatemala y Nicaragua) se identificaron las agrupaciones entre los países con riqueza media y alta de equinodermos; un corte al 60% de similitud formó tres grupos, en el grupo A, Galápagos, México y Panamá, que comparten los tres primeros puestos en abundancia y una similitud mayor al 60% con más de 40 especies compartidas entre sí; en el grupo B, el archipiélago de las Revillagigedo y la Isla de Cocos presentan una riqueza cercana al 50% del total de especies reportadas y el 62.75% de similitud de especies; y finalmente, debido a que las 28 especies registradas en Malpelo se encuentran presentes en Colombia (63.64% de similitud) ambas localidades forman el grupo C y dado que el resto de las localidades presentan similitudes $>40\%$ y $<60\%$ se observan como entidades aisladas (Figura 2). Con respecto a la diversidad taxonómica, el modelo de distintividad taxonómica Δ^+ , mostró que casi todas las localidades son similares ($p > 0.05$) (Figura 3), con excepción de Revillagigedo, Costa Rica, Colombia y México las cuales junto con la Isla de Cocos son diferentes entre sí (Figura 4).

Tanto las similitudes como diferencias entre los sitios a lo largo de la región del Pacífico central este están asociadas a que es considerada una de las zonas morfológicamente más complejas y se caracteriza por ser una zona de convergencia de ocho regiones faunísticas: Provincia Californiana, Cortesiana, Mexicana, Panámica, Galápagos, Peruana, Chilena y del Ta-

Figura 1. Análisis de disimilitud no métrico (NMDS) con un corte al 50% mostrando las relaciones de similitud entre las 15 localidades con registros de equinodermos asociados a corales a lo largo del Pacífico este.

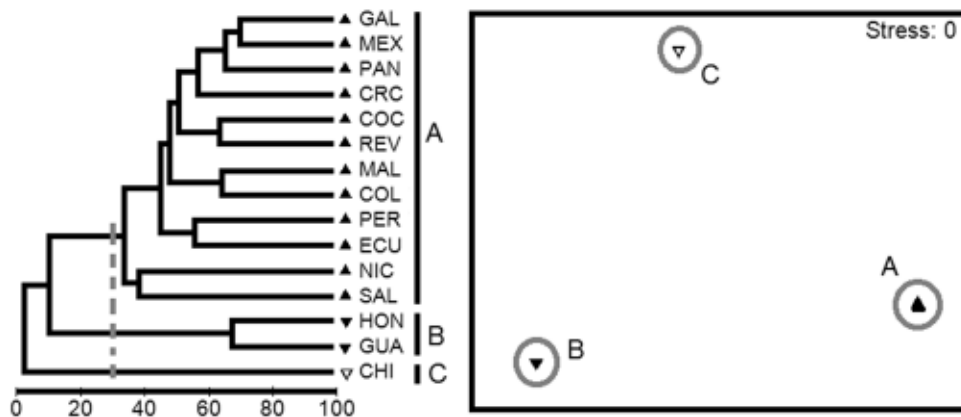
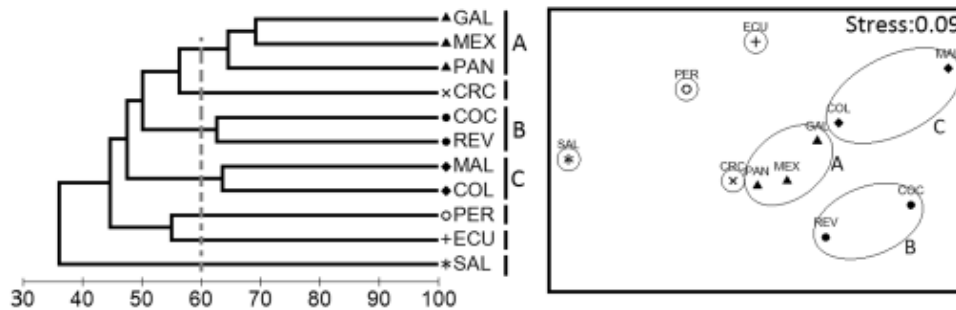


Figura 2. Análisis de disimilitud no métrico (NMDS) con un corte al 60% empleado para distinguir grupos con base al agrupamiento de pares basado en la media aritmética no ponderada (UPGMA).



lud oceánico y además de seis placas tectónicas, Norteamericana, de Cocos, del Caribe, de Nazca, Sudamericana y Pacífica, presentando zonas de grandes fosas marinas como la dorsal Mesoamericana y la trinchera de Perú-Chile con profundidades >6000 m y zonas de elevaciones de origen volcánico como las islas de Cocos y Malpelo y los archipiélagos de Revillagigedo y las Galápagos (Maluf, 1987). Además de una compleja circulación oceánica, donde las corrientes de California, Nor-ecuatorial, Contracorriente Ecuatorial, Sud-ecuatorial y Peruana, son las de mayor influencia en la región (Wirtky, 1967). Así mismo, debido a los fenómenos cíclicos de oscilación de la presión atmosférica del Pacífico conocidos como eventos ENSO (El Niño Southern Oscillation, por sus siglas en inglés) y a otros fenómenos de transporte de aguas locales causados por los vientos, que de manera periódica y estacional promueven entre otros eventos, la presencia de surgencias las cuales se caracterizan por ser movimientos verticales de masas de agua llevando aguas profundas con concentraciones de nutrientes a la superficie (Mestas-Núñez y Miller, 2006).

Toda esta variabilidad ambiental y espacial genera que las condiciones de los arrecifes del Pacífico presenten mayor fluctuación anual con respecto a otras zonas tropicales y subtropicales como el Caribe y las costas de Australia, lo cual aunque promueve el asentamiento de una gran diversidad de organismos con características diferentes, también ha impedido la formación de grandes arrecifes de Barrera como la encontrada en Australia o el Sistema Arrecifal Mesoamericano en el Caribe. Sin embargo las comunidades coralinas del Pacífico americano han logrado adaptarse a estas condiciones cambiantes creando parches discontinuos de arrecifes de coral a lo largo de sus costas rocosas (Reyes-Bonilla *et al.*, 2013), los

Figura 3. Modelo de estimación de la distintividad taxonómica promedio ($\Delta+$), aplicado para el total de las localidades registradas.

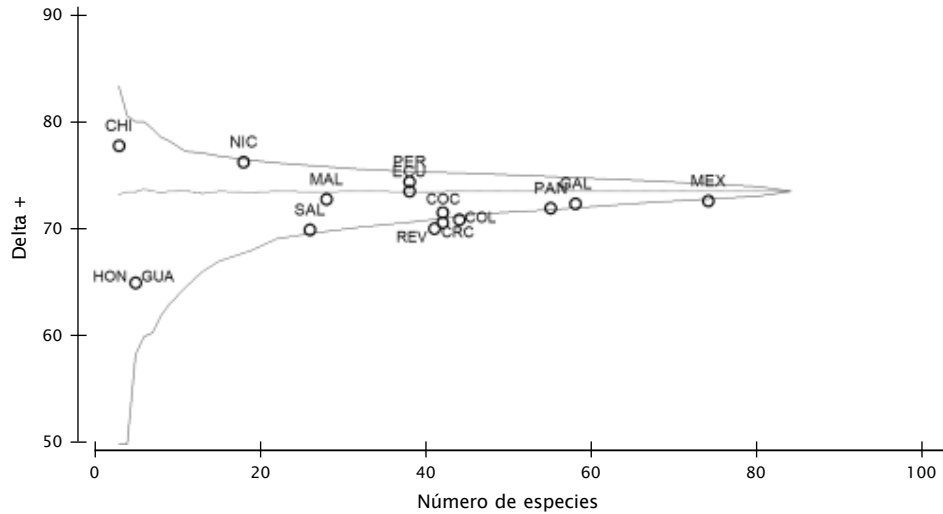
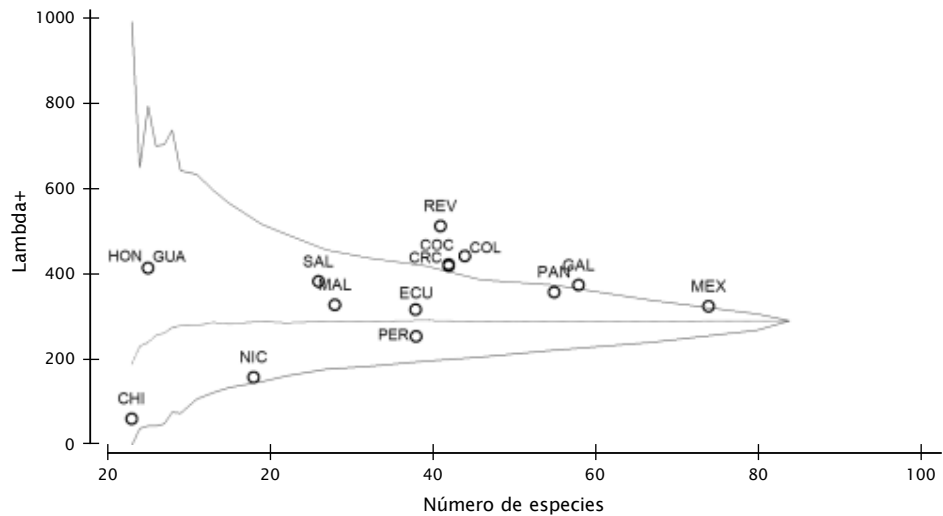


Figura 4. Estimación de la variación ($\Lambda+$) en la distintividad taxonómica ($\Delta+$), para cada localidad del Pacífico americano.



cuales se caracterizan por presentar una alta heterogeneidad de ambientes (p. ej. parches coralinos combinados con arrecifes rocosos, pastos marinos, praderas de algas y manglares [Lara-Lara *et al.*, 2008]) y por ende de

nichos susceptibles a ser colonizados por los equinodermos, que como ya se ha mencionado, por su alta plasticidad pueden rápidamente aclimatar-se al medio.

Prueba de la capacidad que tiene los arrecifes del Pacífico americano para soportar una alta riqueza es el hecho de que de las 717 especies de equinodermos reportadas representan el 11.71% (equivalente a 84 spp.) de la riqueza (Alvarado y Solís-Marín, 2013), que a su vez representa el 1.2% de la riqueza total estimada para este Phylum a nivel mundial (Pawson, 2007). Sin embargo, hay una alta heterogeneidad entre los sitios, debido a la variación oceanográfica a los diferentes niveles como: local, provincial o regional (Cortés, 1997). Por ejemplo a nivel regional, se encontró que mayor riqueza de especies y mayor similitud entre sí, está asociada a México y el archipiélago de las Galápagos, que forman un primer grupo y un segundo formado por Costa Rica, Panamá y Colombia. A pesar de la distancia geográfica entre las localidades, presentan condiciones similares, como la cobertura de coral, costas rocosas de origen volcánico, numerosas islas, islotes y cayos de origen volcánico, los cuales son sitios propicios para el asentamiento de equinodermos y diversas plantas, animales y otros taxones que les sirven de alimento (Alvarado *et al.*, 2010, Alvarado y Solís-Marín, 2013). Además, México y Panamá-Costa Rica son influenciadas por eventos de surgencias, que aumentan la productividad primaria de sus litorales costeros (Bone y Moore, 2008), favoreciendo aún más la disponibilidad y variabilidad de alimento para los equinodermos y sus organismos asociados.

Por el contrario, países como Guatemala y Honduras presentan condiciones poco favorables para el asentamiento de arrecifes coralinos, debido a sus grandes extensiones de costas con sustrato arenoso y pocos arrecifes rocosos (Alvarado *et al.*, 2010), donde la competencia por espacio y alimento se vuelve intensa y genera altos niveles de acreción arrecifal, y por lo tanto una limitada complejidad ambiental con poca disponibilidad de refugio y alimento para los equinodermos reflejándose en valores bajos de riqueza (Alvarado *et al.*, 2010; Ríos-Jara *et al.*, 2008), compartiendo solo especies de amplia distribución, que son muy tolerantes a las variaciones ambientales, como el erizo *Echinometra vanbrunti* (muy común en las zonas de rompiente de los litorales del Pacífico americano) y los pepinos de mar *Holothuria (Platyperona) difficilis* e *Isostichopus fuscus* con amplios rangos de distribución latitudinal en América y *Pseudocnus californicus* con reportes de abundancias elevadas (Alvarado, 2004). Finalmente, la

baja diversidad encontrada en Chile, se explica por su localización fuera de las latitudes tropicales y subtropicales, por lo que sus aguas frías no permiten el asentamiento de colonias coralinas y las tres especies que se registran presentan rangos amplios de tolerancia térmica y pueden habitar en otros ambientes además de las comunidades coralinas, como son arrecifes rocosos y fondos arenosos.

En cuanto a la distintividad taxonómica podemos observar que si bien México es el país con mayor número de especies, no es el de mayor distintividad taxonómica, siendo esta incluso menor a lo esperado por el modelo estadístico. Este fenómeno se repite en las localidades de Revillagigedo, Costa Rica y Colombia con valores $\Delta^+ > 60$, por lo que posiblemente el hecho de que no se ajuste al modelo se deba a la alta redundancia taxonómica y funcional que caracteriza los arrecifes de coral, es decir, que los arrecifes de coral son ecosistemas capaces de sustentar a varios individuos cercanamente emparentados, que ocupan un mismo nicho tanto para alimentación como refugio (Nyström, 2006); como es el caso de los diadematidos *Diadema mexicanum* y *Centrostephanus coronatus*, ambos erizos ramoneadores, las estrellas herbívoras de la familia Ophidiasteridae *Pharia pyramidatus* y *Phataria unifascialis* o los pepinos de mar *Pseudoscuns californicus* y *Cucumaria flamma*, ambos filtradores y asociados a rocas.

Por lo que, la riqueza y distribución a nivel regional de los equinodermos depende del efecto conjunto de las variables ambientales (tanto físicas como químicas), a la capacidad de los equinodermos para aclimatarse a las variaciones y a la capacidad de carga del ecosistema que los aloja, esta última ligada directamente a la distribución de coral mismo. Aunque en un inicio esta conclusión pueda resultar obvia tiene implicaciones importantes, ya que aunque algunas especies son capaces de colonizar ambientes distintos a las comunidades coralinas, prefieren estas por ser los sitios que cubren mejor sus necesidades ecológicas; sin embargo, dada su fuerte conexión con la presencia del coral, son igualmente afectados por efectos actuales como es el incremento en la intensidad y frecuencia de eventos ENSO, generando condiciones de estrés continuo que junto con fenómenos globales como el Cambio Climático, la acidificación del océano y la fuerte influencia antropógena (tanto por efectos indirectos como la contaminación, vertimiento de aguas altamente productivas e indirectos como el uso para actividades turísticas), han llevado a una importante disminución e incluso en algunos casos, la desaparición de áreas coralinas, lo cual consecuentemente, ha provocado una importante pérdida de

la riqueza y diversidad no solamente de los equinodermos, sino de todos los organismos que dependen de ellos.

Referencias

- Alvarado, J. J., «Abundancia del erizo de mar *Centrostephanus coronatus* (Echinoidea: Diadematidae) en el Pacífico de Costa Rica», *Revista de Biología Tropical*, 52 (2004), pp. 911-913.
- , «Seasonal Occurrence and Aggregation Behavior of the Sea Urchin *Astropyga pulvinata* (Echinodermata: Echinoidea) in Bahía Culebra, Costa Rica 1», *Pacific Science*, 62 (2008), pp. 579-592.
- , F. A. Solís-Marín y C.G. Ahearn, «Echinoderm (Echinodermata) diversity in the Pacific coast of Central America», *Marine Biodiversity*, 40 (2010), pp. 45-56.
- y F. A. Solís-Marín, *Echinoderm research and diversity in Latin America*, Springer, Alemania, 2013.
- y A. Chiriboga, «Distribución y abundancia de equinodermos en las aguas someras de la Isla del Coco, Costa Rica (Pacífico Oriental)», *Revista de Biología Tropical*, 56 (2008), pp. 99-111.
- Ambrose, W., L. Clough, P. Tilney y L. Beer, «Role of echinoderms in benthic remineralization in the Chukchi Sea», *Marine Biology*, 139 (2001), pp. 937-949.
- Barraza, J. E. y C. R. Hasbún, «Los equinodermos (Echinodermata) de El Salvador», *Revista de biología tropical*, 53 (2005), pp. 139.
- Benavides-Serrato, M., G. H. Borrero-Pérez y C. M. Díaz-Sánchez, *Equinodermos del Caribe Colombiano I: Crinoidea, Asteroidea y Ophiuroidea*, INVEMAR Series de Publicaciones Especiales, Colombia, 2011.
- Birkeland, C., «The influence of echinoderms on coral-reef communities», en M. Jangoux y J. Lawrence (eds.), *Echinoderm studies*, vol. 3, Balke-ma, Rotterdam, 1989, pp. 1-79.
- Bone, Q. y R. Moore, *Biology of fishes*, Taylor and Francis, EUA, 2008.
- Breen, P. A. y K. H. Mann, «The relation between lobster abundance, sea urchins, and kelp beds», *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29 (2011), pp. 603-605.
- Calva, L. G., «Hábitos alimenticios de algunos equinodermos. Parte 1. Estrellas de mar y estrellas serpiente», *Contactos*, 46 (2002a), pp. 59-68.

- , «Hábitos alimenticios de algunos equinodermos. Parte 2. Erizos de mar y Pepinos de mar», *Contactos*, 47 (2002b), pp. 54-63.
- Caso, M. M. E., A. Laguarda-Figueras, F. A. Solís-Marín, A. Ortega-Salas y A. L. Durán-González, «Contribución al conocimiento de la ecología de la comunidad de equinodermos de la laguna de Términos, Campeche, México», *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 21(1994), pp. 67-85.
- Chamucero-Santacoloma, J. C., E. Trujillo-Trujillo y D. A. Jimenez-Carvajal, «La biodiversidad y el papel de los ingenieros ecosistemas en su mantenimiento», *Momentos de Ciencia*, 8 (2011), pp. 8-15.
- Chapman, A. R. O., «Stability of sea urchin dominated barren grounds following destructive grazing of kelp in St. Margaret's Bay, Eastern Canada», *Marine Biology*, 62 (1981), pp. 307-311.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick, «The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels», *Marine Ecology Progress Series*, 184 (1999), pp. 21-29.
- Cortés, J., «Biology and geology of eastern Pacific coral reefs», *Coral Reefs*, 16 (1997), pp. S39-S46.
- Cupul-Magaña, A. L., O. S. Aranda, P. Medina-Rosas y V. Vizcaíno-Ochoa, «Comunidades coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México», *Mexicoa*, 2 (2000), pp. 15-22.
- Deichmann, E., «The holothuroidea collected by the Velero III during the years 1932 to 1938. Part I. Dendrochirota», *Allan Hancock Pacific Experiments*, 8 (1941), pp. 61-195.
- , «The Holothuroidea collected by the Velero III and IV during the years 1932 to 1954. Part. II Aspidochirota», *Allan Hancock Pacific Experiments*, 11 (1958), pp. 253-348.
- Francour, P., «Predation on holothurians: a literature review», *Invertebrate Biology*, 116 (1997), pp. 52-60.
- Glynn, P. W., «El Niño-associated disturbance to coral reefs and post disturbance mortality by *Acanthaster planci*», *Marine Ecology Progress Series*, 26 (1985), pp. 295-300.
- , «El Niño warming, coral mortality and reef framework destruction by echinoid bioerosion in the eastern Pacific», *Galaxea*, 7 (1988), pp. 129-160.
- e I. C. Enochs, «Invertebrates and Their Roles in Coral Reef Ecosystems» en N. Stambler y Z. Dubinsky (eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, Springer, Londres, 2011, pp. 273-326.

- Hendrickx, M., R. C. Brusca y L. T. Findley, *Listado y distribución de la macrofauna del golfo de California, México, Parte I Invertebrados*, Arizona-Sonora Desert Museum, EUA, 2005.
- Jennings, L. B. y H. L. Hunt, «Settlement, recruitment and potential predators and competitors of juvenile echinoderms in the rocky subtidal zone», *Marine Biology*, 157 (2010), pp. 307-316.
- Jones, C. G., J. H. Lawton y M. Shachak, «Organisms as ecosystem engineers», *Oikos*, 69 (1994), pp. 373-386.
- Lara-Lara, J. R., J. A. Arreola-Lizárraga, L. E. Calderón-Aguilera, V. Camacho-Ibar, G. de la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone y J. A. Zertuche-González, «Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales», en J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente (eds.), *Capital Natural de México, vol. 1, conocimiento actual de la biodiversidad*, CONABIO, México, 2008, pp. 109-134.
- Lawrence, J. M. y J. Vasquez, «The effect of sublethal predation on the biology of echinoderms», *Acta Oceanologica*, 19 (1996), pp. 431-440.
- Leinaas, H. P. y H. Christie, «Effects of removing sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*): Stability of the barren state and succession of kelp forest recovery in the east Atlantic», *Oecología*, 105 (1996), pp. 524-536.
- Magurran, E. A., *Measuring biological diversity*, Blackwell Publishing, Londres, 2004.
- Maluf, L. Y., «Classification and distribution of the central eastern pacific echinoderms», tesis de doctorado, Universidad de Arizona, EUA, 1987.
- Martin, W. E., «*Rynkatorpa pawsoni* (Echinodermata: Holothuroidea) a commensal sea cucumber», *The Biological Bulletin*, 137 (1969), pp. 332-337.
- McClintock, J. B., «Trophic biology of Antarctic shallow-water echinoderms», *Marine Ecology Progress Series*, 111 (1994), pp. 191-202.
- Mestas-Núñez, A. M. y A. J. Miller, «Interdecadal variability and Climate Change in the eastern tropical Pacific: A review», *Progress in Oceanography*, 69 (2006), pp. 267-284.
- Moberg, F. y C. Folke, «Ecological goods and services of coral reef ecosystems», *Ecological Economics*, 29 (1999), pp. 215-233.
- Mokady, O., B. Lazar y Y. Loya, «Echinoid bioerosion as a major structuring force of Red Sea coral reefs», *The Biological Bulletin*, 190 (1996), pp. 367-372.

- Moran, P. J. y G. De'ath, «Estimates of the abundance of the crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci* in outbreaking and non-outbreaking populations on reefs within the Great Barrier Reef», *Marine Biology*, 113 (1992), pp. 509-515.
- Nyström, M., «Redundancy and response diversity of functional groups: implications for the resilience of coral reefs», *A Journal of the Human Environment*, 35 (2006), pp. 30-35.
- Pawson, D. L., «Phylum Echinodermata Linnaeus Tercentenary: Progress in Invertebrate Taxonomy», *Zootaxa*, 1668 (2007), pp. 1-766.
- Pratchett, M. S., «Feeding preferences of *Acanthaster planci* (Echinodermata: Asteroidea) under controlled conditions of food availability», *Pacific Science*, 61 (2007), pp. 113-120.
- Ríos-Jara, E., C. M. Galván-Villa y F. A. Solís-Marín, «Equinodermos del Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit, México», *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79 (2008), pp. 131-141.
- Reyes-Bonilla, H., L. E. Escobosa-González, A. L. Cupul-Magaña, P. Medina-Rosas y L. E. Calderón-Aguilera, «Estructura comunitaria de corales zooxantelados (Anthozoa: Scleractinia) en el arrecife coralino de Carrizales, Pacífico mexicano», *Revista de Biología Tropical*, 61(2013), pp. 583-594.
- Rogacheva, A. A., C. Gebruk y H. Alt, «Swimming deep-sea holothurians (Echinodermata: Holothuroidea) on the northern Mid-Atlantic Ridge», *Zoosymposia*, 7 (2012), pp. 213-222.
- Ruppert, E. y R. D. Barnes, «Zoología de los Invertebrados», McGraw-Hill Interamericana, México, 1996.
- Scheibling, R. E., «Feeding habits of *Oreaster reticulatus* (Echinodermata: Asteroidea)», *Bulletin of Marine Science*, 32 (1982), pp. 504-510.
- Schneider, K., J. Silverman, E. Woolsey, H. Eriksson, M. Byrne y K. Caldeira, «Potential influence of sea cucumbers on coral reef CaCO₃ budget: A case study at One Tree Reef», *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116 (2011), G04032.
- Solís-Marín, F. A., *Catálogo de los equinodermos recientes de México (Fase I)*, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. G010, México, 1998.
- , J. A. Arriaga Ochoa, A. Laguarda-Figuera, S. C. Frontana-Urbe y A. Durán-González, *Holoturoideos (Echinodermata: Holothuroidea) del Golfo de California*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la

- Biodiversidad e Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México, 2009.
- Steneck, R. S., «Sea urchins as drivers of shallow benthic marine community structure», en J. M. Laurence (ed.), *Sea urchins: Biology and ecology*, Elsevier Academic Press, Holanda, 2013, pp. 195-212.
- Toro-Farmer, G., J. R. Cantera, E. Londoño-Cruz, C. Orozco y O. R. Neira, «Patrones de distribución y tasas de bioerosión del erizo *Centrostephanus coronatus* (Diadematoida: Diadematidae), en el arrecife de Playa Blanca, Pacífico colombiano», *Revista de Biología Tropical*, 52 (2004), pp. 67-76.
- Veron, J. E. N., «Coral Taxonomy and Evolution», en N. Stambler y Z. Dubinsky (eds.), *Coral Reefs: An ecosystem in transition*, Springer, Londres, 2011, pp. 37-46.
- Vogler, C., J. A. H. Benzie, K. Tenggardjaja, P. Ambariyanto, P. H. Barber y G. Wörheide, «Phylogeography of the crown-of-thorns starfish: genetic structure within the Pacific species», *Coral Reefs*, 32 (2013), pp. 515-525.
- Wyrтки, K., «Circulation and Water masses in Equatorial Pacific Ocean», *Limnology and Oceanography*, 1 (1967), pp. 117-147.

CAPÍTULO 5

Estado actual de los estudios y conocimientos sobre corales arrecifales del Pacífico mexicano

Pedro Medina-Rosas

La costa del Pacífico mexicano se encuentra entre la latitud 32° N y 14° S, que en línea recta se recorre en aproximadamente 3,500 km. Sin embargo, al considerar la península de Baja California y el golfo de California, además de las islas que hay en el litoral, en realidad la costa occidental de México se extiende por más de 8,000 km. Además, el hecho de que el Trópico de Capricornio cruce esta parte del territorio hace que las características biogeográficas se enriquezcan. A lo largo de la costa del Pacífico mexicano se encuentran ambientes templados así como tropicales. En este litoral se pueden observar playas arenosas y rocosas, desembocaduras de ríos que provienen de ecosistemas estuarinos como manglares, marismas, y lagunas costeras, y una gran variedad de ambientes marinos, desde mantos de macroalgas templados, hasta arrecifes coralinos típicos de los trópicos.

Oceanográficamente esta región se caracteriza por tres principales corrientes, que cambian de magnitud de acuerdo con la estación del año, lo que hace cambiar la latitud de su zona de convergencia. Proveniente del norte, baja la Corriente de California, de aguas frías y baja salinidad, tiene una mayor contribución en invierno. De junio a noviembre, la Corriente de Costa Rica, también conocida en esta región como la Corriente Mexicana, aporta aguas cálidas con salinidad intermedia por el sur, desde Centro América, por el sureste de México. Además, el golfo de California también aporta agua cálida y de alta salinidad. La ubicación de la zona de convergencia de estas corrientes hace que se puedan encontrar especies marinas de regiones templadas y tropicales en una parte de la costa central del Pacífico mexicano. Uno de los grupos animales que se encuentran en la costa del Pacífico mexicano es el de los corales arrecifales.

Definición de comunidad y arrecife coralino

Los corales son animales que pertenecen al Phylum Cnidaria, donde se encuentran también las gorgonias, medusas y anémonas, entre otros organismos principalmente marinos. El término «coral» integra organismos que pueden agruparse de varias formas, y una de ellas es en cuanto que si son corales blandos o duros. En el grupo de los corales blandos se encuentran las gorgonias, abanicos y otros corales que no tienen un esqueleto de carbonato de calcio. Por otro lado, los corales duros producen un exoesqueleto de carbonato de calcio blanco, y generalmente forman colonias, y con el tiempo crecen para formar grandes estructuras calcáreas, que al llegar a sobresalir del fondo y desarrollarse constituyen los arrecifes coralinos. Dentro de este grupo de corales se encuentran los corales arrecifales, que gracias a la simbiosis que tienen con las zooxantelas, unos organismos dinoflagelados que habitan dentro de las primeras capas celulares, han logrado desarrollarse para crear los arrecifes coralinos.

Un arrecife está constituido por organismos que crecen sobre un sustrato producido por ellos mismos, y en el caso de los arrecifes coralinos, los corales son una de las especies clave, al crear el carbonato calcáreo que forma la estructura del arrecife, aunque también participan otros invertebrados y algas calcáreas. Por otro lado, existen algunas zonas donde la abundancia de corales arrecifales puede ser alta, sin embargo los corales no crecen sobre un sustrato biológico, sino que aprovechan el fondo rocoso para desarrollarse. Esto se considera una comunidad coralina, y en general ocupan áreas pequeñas, de pocas hectáreas. Este tipo de desarrollo coralino es el que predomina en el Pacífico mexicano, aunque también existen arrecifes coralinos, como el caso de Cabo Pulmo en Baja California Sur y otros en Nayarit, descritos desde hace varias décadas, y otros descritos recientemente, como Carrizales en Colima, y otros en Guerrero y Oaxaca.

La importancia de estos ecosistemas se ha reconocido a lo largo de la historia y a través de numerosos estudios, no solo en cuanto a la alta riqueza, productividad y abundancia de organismos que pueden albergar, que incluye desde individuos unicelulares hasta animales tope en la cadena alimenticia, sino por las funciones ecológicas que posee y los beneficios ecológicos y económicos que proporciona a las sociedades humanas asociadas a ellos. La zona del Indo-Pacífico es el centro de origen de la diversidad de corales arrecifales, por lo que los estudios y las imágenes de esas

localidades nos evocan a ecosistemas donde la diversidad es enorme, las interacciones entre los organismos son muy complejas, y la belleza es exuberante.

Requerimientos para el desarrollo de los corales arrecifales

En general, los corales arrecifales requieren aguas claras, someras, tranquilas y cálidas. Es decir, van a existir en zonas donde no haya deltas de ríos con desagüe importante de agua, para mantener la claridad del agua; en sitios con profundidades menores a 30 metros, que permita que la luz llegue al fondo marino; donde el oleaje y corrientes no sean de gran magnitud, lo que permite mantener tener aguas calmadas para los organismos; con un intervalo de temperaturas restringido, que como veremos más adelante, que no sobrepase los 29-30 °C, ni baje de los 24 °C. Los fondos rocosos facilitan el asentamiento y desarrollo de las comunidades coralinas, por lo que en las largas playas arenosas de algunas zonas del litoral no se encuentran estos ambientes, como en Michoacán o Chiapas. Además en esta región hay varias zonas de surgencias, que incluyen masas de agua fría y con altos nutrientes, así como una gran incidencia de tormentas y huracanes, que pueden tener un impacto significativo en la estructura de los arrecifes y sus organismos que los habitan. Al considerar estas características, se puede pensar que la probabilidad de hallar arrecifes y comunidades coralinas en el Pacífico mexicano no es muy alta.

Historia de los estudios sobre corales arrecifales en el Pacífico mexicano

Los reportes de corales arrecifales en la costa del occidente de México tienen menos de 200 años, desde mediados del siglo XIX; sin embargo, su estudio no ha sido continuo. La historia de los estudios acerca de los corales arrecifales del Pacífico mexicano se puede dividir de acuerdo al origen de los investigadores que los realizaron. Esto debido a que en un principio la mayoría de los estudios los llevaron a cabo extranjeros y solo hace hasta hace unas décadas los investigadores mexicanos han dado el mayor aporte en el conocimiento de estos organismos.

En un principio los corales se estudiaban desde el enfoque geológico y estaban relacionados con la descripción de registros fósiles a través de sus registros en tierra. Por lo tanto, los primeros registros de especies de corales arrecifales en el Pacífico mexicano se realizaron de esta forma. El primer registro fue realizado por el alemán C. Grewingk en 1848, quien reportó un espécimen de *Porites* para isla El Carmen en un estudio de la composición de las rocas de Baja California.

El estudio de los corales arrecifales en vivo, o por lo menos colectados en la playa o mar, se inició un poco después. Durante el siglo XIX llegaron especímenes de corales colectados en México, principalmente en Acapulco y el golfo de California, a la Universidad de Yale y Harvard, en el norte de Estados Unidos, enviados por capitanes de barcos o gente asociada a las universidades. A. E. Verrill, un zoólogo de Harvard, estudiante de Louis Agassiz, los revisó y comparó con otros corales del Pacífico americano, con lo que pudo analizar y describir la distribución de los corales arrecifales en las primeras publicaciones (en 1864, 1868 y 1870) sobre los corales arrecifales del Pacífico mexicano.

Durante la primera mitad del siglo XX, se realizaron los primeros recorridos y cruceros de exploración enfocados en los corales, principalmente registros fósiles, y provenientes del extranjero. Los muestreos se realizaron no solo a lo largo de la costa de México sino también en ambientes terrestres, en donde se buscaban registros fósiles, y una vez que se empezaron a hacer estudios dentro del agua, se describieron las comunidades coralinas con los organismos vivos. Durante la primera mitad de ese siglo R. H. Palmer (1928) realizó estudios más al sur, hasta Oaxaca, con análisis de la distribución de algunas especies de corales arrecifales. J. W. Durham (1947), del Instituto de Tecnología de California, continuó los estudios en Baja California y el golfo de California, y en conjunto con J.L. Barnard, que posteriormente trabajó para el Smithsonian Institute como curador de crustáceos, publicó una revisión en 1952 de los corales pétreos de la costa del Pacífico americano, con los datos y ejemplares colectados en una de las expediciones en el Pacífico de la Fundación Allan Hancock. En esta lista se incluían 34 especies de corales para el golfo de California, pero solo doce arrecifales. Las primeras descripciones de los arrecifes del golfo de California fueron hechas por Steinbeck y Ricketts (1941), en una obra que conjunta tanto la narración de John Steinbeck, que en 1962 ganaría el Premio Nobel de Literatura, y la información de la historia natural de los organismos proporcionada por Ed Ricketts, biólogo de California y coautor del li-

bro *Between Pacific tides* en 1939 y que aun en estos días se sigue vendiendo y consultando. Ellos colectaron y estudiaron organismos marinos por la costa de Baja California y el golfo de California, durante el crucero a bordo del *Western Flyer*, y además hicieron la primera descripción del arrecife de Cabo Pulmo. Sin embargo, solo reportan tres especies de corales arrecifales. En 1957 se realizó un crucero abordo del *Puritan*, en una expedición organizada por el Museo Americano de Historia Natural de Nueva York, desde California hasta Nayarit, incluido el golfo de California, y D.F. Squires (1959), que trabajaba como curador de invertebrados fósiles, reportó doce especies de corales arrecifales, incluida la descripción de una nueva especie: *Porites baueri*. Con este estudio se cierra la etapa de expediciones extranjeras dedicadas a estudios marinos o particularmente a corales en el Pacífico mexicano.

Durante esta etapa de los estudios sobre corales arrecifales se analizaron taxonómicamente ejemplares de la costa de México, y como resultado de estos trabajos se describieron más de diez especies de corales con ejemplares que fueron colectados en el Pacífico mexicano, principalmente en Acapulco y el golfo de California. Algunos de los nombres de estas especies ya fueron corregidos taxonómicamente (la mayoría ahora son sinónimos), pero esto demuestra la importancia de los primeros estudios y análisis para establecer las bases del conocimiento de la riqueza de los corales arrecifales.

A principios de los años ochenta del siglo XX inicia una nueva etapa en los estudios de corales arrecifales del Pacífico mexicano, ahora a cargo de investigadores mexicanos, y con el inicio del uso de equipo de buceo autónomo SCUBA, que permitió estudiar directamente las comunidades coralinas, al dejar atrás el uso de dragas y redes desde barcos, los recorridos en playa para colectar corales depositados en la zona intermareal y supralitoral, y el uso de buceo libre en zonas someras de la costa.

En 1981 se realizó el primer trabajo que incluyó corales que sería publicado por investigadores mexicanos. El objetivo fue estudiar el bentos de la costa de Zihuatanejo, Guerrero y por primera vez se reportó el uso de equipo de buceo autónomo SCUBA. S. Salcedo M. y tres colaboradores (1987) de la Universidad Nacional Autónoma de México encontraron cinco especies de corales arrecifales, sin embargo no detallan antecedentes o discuten sus hallazgos con estudios previos relacionados con corales.

Durante esta época también se hicieron avances científicos que permitieron entender de mejor manera las comunidades y especies coralinas del

Pacífico mexicano, aunque fueron realizados en otros lugares del Pacífico. Por un lado, se publicó un libro sobre los corales y arrecifes coralinos de las islas Galápagos (Glynn y Wellington, 1983), que incluyó una revisión taxonómica realizada por J.W. Wells (1983). Además se analizó la distribución de los corales arrecifales del Pacífico oriental tropical, la zona que va desde México a Ecuador, con lo que se avanzó en el entendimiento del origen de la riqueza coralina de esta región, compuesta por especies que provienen del Pacífico central (Dana, 1975; Glynn y Wellington, 1983).

Hacia el final del siglo XX hubo un incremento importante en el número de estudios de corales arrecifales, con un consecuente aumento en el conocimiento de la biología y ecología de estos organismos en el Pacífico mexicano. Estos estudios fueron realizados por investigadores mexicanos, y un creciente número de estudiantes, de universidades localizadas en el norte del Pacífico mexicano, principalmente de la Universidad Autónoma de Baja California Sur, en La Paz y de la Universidad Autónoma de Baja California, en Ensenada. Estos estudios fueron principalmente descripciones de sitios que no se sabía que tuviera la existencia de corales y el inicio de estudios sobre la estructura ecológica comunitaria en estos ambientes. Durante esta misma época se realizaron algunos estudios en Centro América sobre especies de corales presentes también en México que enriquecieron el conocimiento de la biología de los corales arrecifales, principalmente de reproducción (Glynn *et al.*, 1991, 1994, 1996, 2000).

Con la publicación del libro *Biodiversidad marina y costera de México* (Salazar-Vallejo y González, 1993), la primera publicación que incluyó información actualizada acerca de los corales arrecifales del Pacífico mexicano realizada por mexicanos, se puso al día el conocimiento acerca de este grupo de organismos a través de tres capítulos. El primero (Horta-Puga y Carricart-Ganivet, 1993) enlista las especies de corales pétreos recientes de México, incluidos los arrecifales, en la que es la primera lista específica actualizada para todos los litorales del país, sus consideraciones biogeográficas, endemismos (incluidos algunos del Pacífico mexicano) y problemática de la sistemática. Otro de los capítulos (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993) es sobre los arrecifes de México en general, incluidos los del Pacífico, con una breve explicación histórica para esta región. Y el último capítulo (Reyes-Bonilla, 1993) es acerca de la biogeografía y ecología de las quince especies de corales arrecifales del Pacífico mexicano reportadas hasta esa fecha, donde se incluye una breve reseña histórica, con detalles de las comunidades conocidas, sus endemismos, origen, aspectos

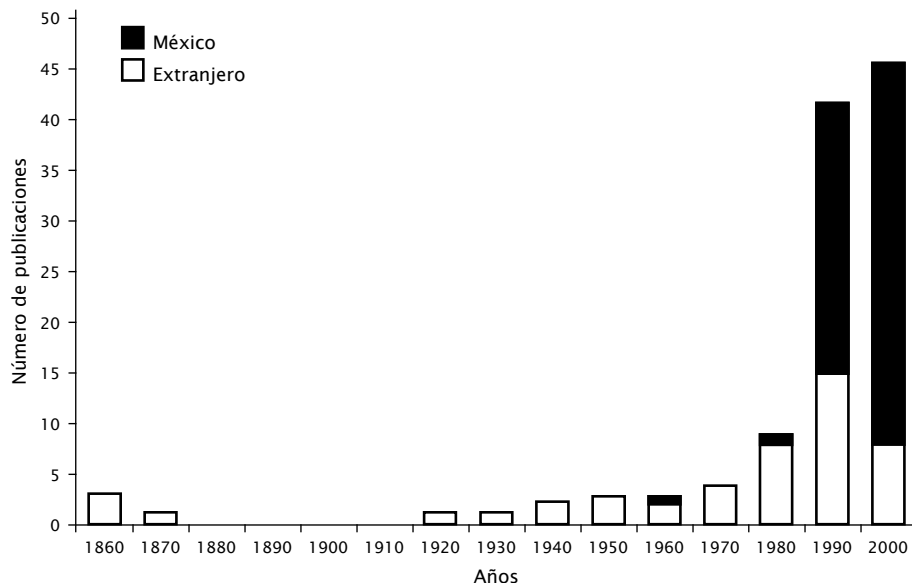
ecológicos relevantes, así como el impacto por actividades humanas y recomendaciones para incrementar el conocimiento sobre estos organismos.

Esta última meta se completó de buena forma en 2005 con la publicación del libro *Atlas de corales pétreos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico mexicano*, elaborado por nueve autores (Reyes-Bonilla *et al.*, 2005), a través de una base de datos histórica, con más de 3,000 registros individuales y que conjunta por primera vez toda la información sobre los corales hasta el momento en diferentes formatos, ya sea reportados en publicaciones, observados en campo o depositados en diversas colecciones tanto del país como extranjeras. En el libro se presenta la información taxonómica, su mapa de distribución con las localidades en México y los países del mundo donde también se presentan, de cada una de las 34 especies de corales arrecifales, de las 67 especies de corales pétreos (o duros). La forma de presentación de la información sobre la distribución de estos organismos es muy completa y delimitada, porque detalla cada una de las localidades donde se tiene el registro de la presencia de cada especie. Además la publicación incluye análisis biogeográficos y una breve historia evolutiva del grupo, así como la lista de publicaciones sobre los corales pétreos del Pacífico mexicano, desde 1864. En la Figura 1 se puede observar el número de publicaciones a través del tiempo, desde hace más de 150 años, hasta la década pasada, y el origen de los investigadores autores de estas publicaciones, basados en la lista publicada en el libro. La producción se ha incrementado, y se espera que siga en aumento, y se observa como en los últimos años el número de trabajos realizados por investigadores nacionales va también en aumento. A partir del siglo XXI se ha incrementado el número y diversidad de estudios sobre los corales arrecifales del Pacífico mexicano. Actualmente al menos siete instituciones de México realizan investigaciones sobre los corales arrecifales del Pacífico mexicano, desde Ensenada, Baja California, hasta Oaxaca, pasando por La Paz, Baja California Sur, Mazatlán, Sinaloa, Puerto Vallarta y Guadalajara, Jalisco, Manzanillo, Colima, Guerrero, e incluso la ciudad de México, con diferentes instituciones. Los temas y campos son tan diversos que van desde la genética hasta las variaciones paleoclimáticas y registros fósiles, así como la ecología poblacional y comunitaria, filogenia, biología reproductiva y fisiología. Además se realizan estudios sobre una gran cantidad de organismos asociados a los corales y ambientes arrecifales.

El inicio del siglo también trajo el comienzo de las reuniones científicas relevantes sobre organismos arrecifales, con la organización de los congre-

tos mexicanos sobre arrecifes coralinos, con el primero realizado en 2000 en Veracruz, Veracruz. Desde entonces se han realizado alternadamente en ambos litorales del país: 2003 en Puerto Ángel, Oaxaca, 2006 en Cancún, Quintana Roo, 2007 en La Paz, Baja California Sur, 2009 en Tuxpan, Veracruz, 2011 en Ensenada, Baja California, y el más reciente en 2013 en Mérida, Yucatán, que por primera vez también se conjuntó con el Congreso Panamericano. En 2015 se realizará en Puerto Vallarta, Jalisco. Asimismo se consolidó la Sociedad Mexicana de Arrecifes Coralinos (SOMAC, www.somac.org.mx), con la participación de la gran mayoría de investigadores mexicanos y extranjeros que realizan trabajos en los arrecifes de México, así como un creciente número de estudiantes. Gracias a estos eventos se ha logrado incrementar la comunicación de los resultados, con lo que también se ha incrementado el número de estudiantes e investigaciones relacionados con los corales y otros organismos arrecifales del Pacífico mexicano, así como del mar Caribe y golfo de México. Esto ha propiciado además el intercambio y avance en el conocimiento sobre corales y otros organismos arrecifales, por lo que se espera que pronto haya más publicaciones al respecto.

Figura 1. Número de publicaciones a través del tiempo, separadas de acuerdo al origen de los investigadores que las produjeron. Nótese el aumento de las publicaciones en el tiempo, así como el aumento de autores nacionales.



Corales arrecifales del Pacífico mexicano

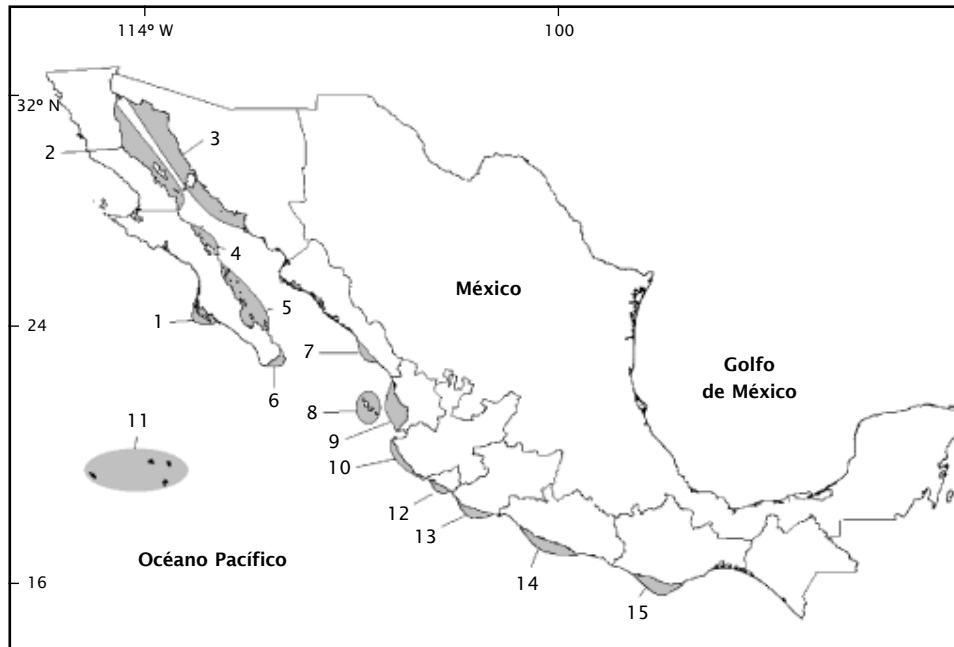
Gracias a los estudios y análisis realizados acerca de los corales arrecifales a lo largo de la historia que ya completa más de 150 años, con más de cien publicaciones y un número que aumenta cada año de publicaciones, ha sido posible determinar las características principales del litoral occidental del país, y determinar las particularidades en la mayoría de las localidades.

En general, los corales arrecifales del Pacífico mexicano presentan una baja riqueza y abundancia en las localidades donde se distribuyen. Hay especies de cinco familias principales, y las especies dominantes pertenecen al género *Pocillopora*. Los arrecifes son pequeños, de pocas hectáreas, someros, menos de 5 m, y por su poco espesor son jóvenes en el tiempo geológico (Reyes-Bonilla, 2003; López-Pérez, 2008). Asimismo, esta región es continuamente impactada por tormentas y huracanes así como por el evento de Oscilación Sureña de El Niño (conocido también por sus siglas en inglés ENSO; Carriquiry *et al.*, 2001, Reyes-Bonilla *et al.*, 2002).

Se considera que hay quince zonas principales donde se distribuyen los corales arrecifales en el Pacífico mexicano (Figura 2. Reyes-Bonilla y López Pérez, 1998, Reyes Bonilla *et al.*, 2010): Bahía Magdalena, en la parte expuesta al océano Pacífico de Baja California Sur; el golfo de California, dividido en varias zonas: Baja California, Sonora, Sinaloa, y Baja California Sur, con tres zonas: norte, centro y sur. La costa continental de Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero y Oaxaca, y los archipiélagos de las islas Mariás y Revillagigedo.

En estas quince zonas se distribuyen 34 especies de corales arrecifales pertenecientes a cinco familias taxonómicas. La familia Pocilloporidae tiene nueve especies ramificadas del género *Pocillopora*, el dominante en los arrecifes y comunidades de esta región. La familia Poritidae, con ocho especies del género *Porites*, le sigue en número de especies e importancia ecológica, y con algunas de las colonias más grandes que se pueden hallar, algunas de varios metros de diámetro, principalmente en las islas Revillagigedo. La familia Siderastreidae tiene seis especies del género *Psammocora*, que crece en colonias de pocos centímetros y que se elevan poco del sustrato. La familia Agariciidae tiene cinco especies del género *Pavona*, y otras dos especies de poca abundancia y que se han registrado poco en el Pacífico mexicano: *Leptoseris papyracea* y *Gardinoseris planulata*. Por último, la familia Fungiidae, de especies con pólipos grandes y móviles, tiene tres especies del género *Fungia*. En el Cuadro 1 se enlistan todas las especies.

Figura 2. Mapa con las quince zonas principales de distribución de los corales arrecifales en el Pacífico mexicano (tomada de Reyes-Bonilla *et al.*, 2010, cortesía de R. A. López-Pérez).



Para ejemplificar el avance en el conocimiento de la diversidad de especies de corales arrecifales en el Pacífico mexicano, se puede comparar el número de especies reportadas desde el siglo pasado: a la mitad del siglo se reportaron doce especies (Squires, 1959), quince a final del siglo (Reyes-Bonilla, 1993), 28 a principios de este siglo (Reyes-Bonilla, 2002) y actualmente se tiene el registro de 34 especies (Reyes Bonilla *et al.*, 2010). Esto debido al aumento en el número de estudios que se realizaron en nuevas localidades, así como revisiones más exhaustivas en los sitios ya conocidos, o incluso la descripción de especies nuevas, como el caso de *Pocillopora inflata* (Glynn, 1999). En el Cuadro 1 se encuentra la lista completa de especies recientemente reportadas.

Dentro de las especies registradas actualmente hay dos especies consideradas como endémicas: *Porites sverdrupi*, confirmada como una especie que solo se distribuye en el golfo de California y diferenciada totalmente de otras especies similares del mismo género (López-Pérez *et al.*, 2003). Sobre la otra, *Porites baueri*, actualmente se trabaja en la validez taxonómica, a través de estudios de campo en las islas Mariás, donde fue descrita

Cuadro 1. Lista sistemática de los corales arrecifales del Pacífico mexicano. El número al final corresponde al número de zonas (enlistadas en la Figura 1) donde se distribuye. El asterisco indica que no estaba registrada por Reyes-Bonilla (1993), lo que significa que fue reportada después de esa fecha.

| | | | | | |
|-----------------------------|---|----|---------------------------------|---|----|
| Familia Pocilloporidae | | | Familia Agariciidae | | |
| <i>Pocillopora capitata</i> | | 11 | <i>Gardineroseris planulata</i> | * | 1 |
| <i>P. damicornis</i> | | 11 | <i>Leptoseris papyracea</i> | * | 2 |
| <i>P. meandrina</i> | | 10 | <i>Pavona clavus</i> | * | 8 |
| <i>P. inflata</i> | * | 3 | <i>P. gigantea</i> | | 11 |
| <i>P. effusus</i> | * | 2 | <i>P. duerdeni</i> | * | 4 |
| <i>P. elegans</i> | * | 8 | <i>P. varians</i> | * | 6 |
| <i>P. verrucosa</i> | | 11 | <i>P. maldivensis</i> | * | 1 |
| <i>P. eydouxii</i> | * | 8 | <i>P. minuta</i> | * | 1 |
| <i>P. woodjonesi</i> | * | 1 | Familia Siderastreidae | | |
| Familia Poritidae | | | <i>Psammocora brighami</i> | | 3 |
| <i>Porites lobata</i> | | 6 | <i>P. haimeana</i> | * | 1 |
| <i>P. lutea</i> | * | 3 | <i>P. stellata</i> | | 9 |
| <i>P. panamensis</i> | | 15 | <i>P. superficialis</i> | | 5 |
| <i>P. sverdrupi</i> | | 4 | <i>P. profundacella</i> | * | 3 |
| <i>P. baueri</i> | | 2 | <i>P. contigua</i> | * | 1 |
| <i>P. arnaudi</i> | * | 1 | Familia Fungiidae | | |
| <i>P. australiensis</i> | * | 1 | <i>Fungia curvata</i> | | 8 |
| <i>P. lichen</i> | * | 1 | <i>F. distorta</i> | | 7 |
| | | | <i>F. vaughani</i> | * | 2 |

como endémica (Squires, 1959), y estudios morfométricos, que permitirán confirmar la validez de la especie.

Sin embargo, aún en estos días existen localidades del litoral que no se conocen completamente o se tiene poca información, principalmente en los estados de Colima, Michoacán y Guerrero, en la parte central del Pacífico mexicano. Por ejemplo, hasta hace poco se describió con detalle la costa de Guerrero (López-Pérez *et al.*, 2012), y en Colima se acaba de describir un arrecife cuya diversidad puede compararse con arrecifes importantes del Pacífico oriental (Reyes-Bonilla *et al.*, 2013). Aunque hay lugares relevantes por su importancia turística y comercial, como Acapulco o Zihuatanejo, todavía falta por estudiar sus cercanías. Estas dos localidades fueron de donde se obtuvieron ejemplares que incluso fueron utilizados para describir especies durante el siglo antepasado, pero apenas hasta hace poco se describieron las comunidades coralinas cercanas.

Adicionalmente, a pesar de la cantidad de estudios, que para algunos pudiera parecer suficiente, un estudio reciente (Reyes-Bonilla *et al.*, 2010) concluye que la riqueza de especies que se conoce actualmente es una subestimación de lo que existe en la realidad. Por un lado, esto implica que se requiere todavía más estudios y exploraciones en áreas poco conocidas o visitadas, como en el litoral del Pacífico mexicano central, pero también principalmente en las islas y localidades distantes o de difícil acceso, como en las islas Mariás y Revillagigedo. Estas últimas son consideradas, por su ubicación y características, como un escalón importante para la entrada de taxa desde el Pacífico. O también implica la revisión exhaustiva en ambientes que son poco trabajados usualmente durante los estudios sobre corales arrecifales, como áreas profundas, arenosas o asociadas a otros organismos, como algas. Además, esto implica cuestiones asociadas a la conservación biológica, ya que para determinar sitios prioritarios para proteger especies de este importante grupo taxonómico es necesario determinar de mejor manera su riqueza específica, así como completar el conocimiento de su distribución. En México existen varias áreas protegidas, bajo diferentes categorías, desde áreas de conservación de flora y fauna hasta reservas de la biosfera y patrimonio de la humanidad. Por lo que si se busca la necesidad de decretar más áreas de este tipo, es necesario en primer lugar aumentar el conocimiento sobre estas especies, y posteriormente considerar más criterios a usarse para establecer estas zonas.

Consideraciones finales

A la fecha se tiene un buen conocimiento de la mayoría de las 34 especies de corales arrecifales del Pacífico mexicano, principalmente sobre su distribución, cobertura y papel en la estructura comunitaria en general dentro de las localidades en las que se desarrollan. También se conoce su origen, registro fósil y biología. Sin embargo, existen otras especies de las que hace falta todavía más información al respecto de la riqueza y distribución, así como de otros campos del conocimiento biológico y ecológico, principalmente las especies que recientemente se registraron o que tienen una baja cobertura o distribución en pocas localidades.

Entre los principales campos que hace falta más información se encuentran los relacionados con la reproducción sexual, ya que no se han observado larvas o propágulos de las especies, por lo que falta conocer

más acerca de la reproducción de las poblaciones y como se han desarrollado en esta región. En otros lugares del mundo, se tienen registros y hasta predicciones del día y una hora muy aproximada en que se reproducen los corales, ya sea desovando gametos o liberando larvas plánula, sin embargo, en el Pacífico mexicano se ignora esta información. Después de este proceso, el siguiente paso ecológico importante para los corales es el de reclutamiento, cuando las larvas pasan a su etapa fija en el sustrato para iniciar su crecimiento en el fondo marino, como parte del bentos. Se han realizado estudios para estimar el éxito de reclutamiento en varias regiones del Pacífico (Medina-Rosas *et al.*, 2005; López-Pérez *et al.*, 2007) pero se desconoce qué pasa con los corales juveniles que pudieran llegar a constituir colonias adultas de mayor tamaño, y así formar parte de la comunidad coralina local.

Asimismo, las experimentaciones no solo en laboratorio sino también en campo apenas empiezan a proporcionar información sobre las respuestas fisiológicas de los corales, por lo que es necesario desarrollar e implementar más estudios que impliquen experimentos para entender de mejor manera la biología de los corales y otros organismos arrecifales, ante diferentes situaciones y fenómenos. El avance en las diferentes tecnologías, principalmente en cuestiones moleculares y genéticas, permitirá el avance también en el conocimiento de diversas respuestas y situaciones en las que viven actualmente o en un futuro estos organismos. Con el eminente cambio climático y sus potenciales efectos, es necesario obtener más información sobre las respuestas a estos cambios. Los crecientes factores e impactos que pueden afectar negativamente a los corales arrecifales han ido aumentando con el cambio climático y presiones asociadas a las actividades humanas. Es necesario hacer efectivos mecanismos que permitan en primer lugar estimar de manera confiable los efectos de estos fenómenos, y posteriormente, estructurar propuestas que permitan proteger y conservar estos organismos. Los modelos en los que se basan las predicciones de las condiciones que sucederán en un futuro próximo, debido a las condiciones del cambio climático, con el aumento en la temperatura superficial del agua, la acidificación del océano, el aumento en la intensidad y magnitud de las tormentas y huracanes, son cada vez mejores, por lo que se espera que también mejoren las condiciones con las que se puedan proteger los organismos arrecifales.

Actualmente existen diversos problemas relacionados con los corales arrecifales y los ambientes donde viven, que no son exclusivos del Pacífico

mexicano, sino en todo el mundo. Los impactos por causas naturales pero principalmente originados directa o indirectamente por las actividades humanas, han impactado principalmente en las últimas décadas. La contaminación, el aumento de dióxido de carbono en la atmósfera, la deforestación, el cambio del uso del suelo, entre otras causas han provocado efectos negativos en los corales que en algunas localidades ha llegado a niveles preocupantes. Es necesario aumentar el entendimiento de estos organismos y sus ecosistemas, para poder conocerlos, apreciarlos, estudiarlos y protegerlos, por lo que invito a los estudiantes y personas a que se interesen por los corales arrecifales y sus organismos asociados para aumentar el esfuerzo en los estudios. A pesar de tener una rica historia en estudios y que se ha logrado mucho, todavía hay mucho más por hacer por el entendimiento y conocimiento de los corales arrecifales.

Referencias

- Carricart-Ganivet, J. P. y G. Horta-Puga, «Arrecifes de coral en México», en S. I. Salazar Vallejo y N. E. González (eds.), *Biodiversidad Marina y Costera de México*, CONABIO/CIQRO, Chetumal, 1993, pp. 80-90.
- Carriquiry, J. D., A. L. Cupul-Magaña, F. Rodríguez-Zaragoza y P. Medina-Rosas, «Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-98 El Niño and prediction from remote sensing approaches», *Bulletin of Marine Science*, 67 (1) (2001), pp. 237-249.
- Dana, T. F., «Development of contemporary Eastern Pacific coral reefs», *Marine Biology*, 33 (4) (1975), pp. 355-374.
- Durham, J. W., «Corals from the Gulf of California and the north Pacific coast of America», *Geological Society of America Memoir*, 20 (1947), pp. 1-68.
- y J. L. Barnard, «Stony corals of the Eastern Pacific collected by the Velero III and Velero IV», *Allan Hancock Pacific Expeditions*, 16 (1952), pp. 1-110.
- Glynn, P. W., «*Pocillopora inflata*, A New Species of Scleractinian Coral (Cnidaria: Anthozoa) from the Tropical Eastern Pacific», *Pacific Science*, 53 (2) (1999), pp. 168-180.
- , S. B. Colley, C. M. Eakin, D. B. Smith, J. Cortés, N. J. Gassman, H. M. Guzmán, J. B. del Rosario y J. S. Feingold, «Reef coral reproduction

- in the Eastern Pacific: Costa Rica, Panama and Galapagos Islands (Ecuador). II. Poritidae», *Marine Biology*, 118 (1994), pp. 191-208.
- , S. B. Colley, N. J. Gassman, K. Black, J. Cortés, y J. L. Maté, «Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panama and Galapagos Islands (Ecuador). III. Agariciidae», *Marine Biology*, 125 (1996), pp. 579-601.
- , S. B. Colley, J. H. Ting, J. L. Maté y H. M. Guzmán, «Reef coral reproduction in the Eastern Pacific: Costa Rica, Panamá and Galápagos Islands (Ecuador). IV. Agariciidae, recruitment and recovery of *Pavona varians* and *Pavona* sp.a», *Marine Biology*, 136 (5) (2000), pp. 785-805.
- , N. J. Gassman, C. M. Eakin, J. Cortés, D. B. Smith y H. M. Guzmán, «Reef coral reproduction in the Eastern Pacific: Costa Rica, Panama and Galapagos Islands (Ecuador). I. Pocilloporidae», *Marine Biology*, 109 (1991), pp. 355-368.
- y G. M. Wellington, *Corals and coral reefs of the Galápagos Islands*, University of California Press, Berkeley, 1983.
- Grewingk, C., «Beitragzur Kenntniss der geognostischen Beschaffenheit Californiens», *Verhandlungen der Russisch-Kaiserlichen Mineralogischen Gesellschaft St. Petersburg*, (1848), pp. 1-23.
- Horta-Puga, G. y J. P. Carricart-Ganivet, «Corales pétreos recientes (Milleporina, Stylasterina y Scleractinia) de México», en S. I. Salazar Vallejo y N. E. González (eds.), *Biodiversidad Marina y Costera de México*, CONABIO/CIQRO, Chetumal, 1993, pp. 66-79.
- López-Pérez, R. A., «Fossil corals from the Gulf of California, Mexico: still a depauperate fauna but it bears more species than previously thought», *Proceedings of the California Academy of Science*, 59 (13) (2008), pp. 515-531.
- , H. Reyes-Bonilla, A. F. Budd y F. Correa-Sandoval, «Posición taxonómica de *Porites sverdrupi*, coral endémico del golfo de California», *Ciencias Marinas*, 29 (4B) (2003), pp. 677-691.
- , M. G. Mora-Pérez y G. E. Leyte-Morales, «Coral (Anthozoa: Scleractinia) recruitment at Bahías de Huatulco, Western México: Implications for coral community structure and dynamics», *Pacific Science*, 61 (3) (2007), pp. 355-369.
- , L. E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, J. Carriquiry, P. Medina-Rosas, A. Cupul-Magaña, D. Herrero-Perezrul, H. Hernández-Ramírez, M. Ahumada-Sempoal y B. Luna-Salguero, «Coral communities and

- reefs from Guerrero, southern Mexican Pacific», *Marine Ecology*, 33 (2012), pp. 407-416.
- Medina-Rosas, P., J. D. Carriquiry, y A. L. Cupul-Magaña, «Reclutamiento de *Porites* (Scleractinia) sobre sustrato artificial en arrecifes afectados por El Niño 1997-98 en Bahía de Banderas, Pacífico mexicano», *Ciencias Marinas*, 31 (1A) (2005), pp. 103-109.
- Palmer, R. H., «Fossils and recent corals and coral reefs of western Mexico», *Proceedings of American Philosophical Society, Philadelphia*, 67 (1928), pp. 21-37.
- Reyes-Bonilla, H., «Biogeografía y ecología de los corales hermatípicos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico de México», en S. I. Salazar Vallejo y N. E. González (eds.), *Biodiversidad Marina y Costera de México*, CONABIO/CIQRO, Chetumal, 1993, pp. 207-222.
- , «Coral reefs of the Pacific coast of México», en J. Cortés (ed.), *Coral reefs of Latin America*, Elsevier, Amsterdam, 2003, pp. 331-349.
- , «Checklist of valid names and synonyms of stony corals (Anthozoa: Scleractinia) from the Eastern Pacific», *Journal of Natural History*, 36 (2002), pp. 1-13.
- y R. A. López-Pérez, «Biogeografía de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico de México», *Ciencias Marinas*, 24 (1998), pp. 211-224.
- , J. D. Carriquiry, G. E. Morales y A. L. Cupul Magaña, «Effects of the 1997-99 El Niño and anti El Niño events on coral communities of the Pacific coast of México», *Coral Reefs*, 21 (2002), pp. 368-372.
- , L. E. Calderón-Aguilera, G. Cruz-Piñón, P. Medina-Rosas, R. A. López Pérez, M. D. Herrero-Pérezrul, G. E. Leyte-Morales, A. L. Cupul-Magaña, J. D. Carriquiry-Beltrán, *Atlas de los corales pétreos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico mexicano*, CICESE, CONABIO, CONACYT, UdeG, UMar, México, 2005.
- , L. E. Calderón-Aguilera, G. Cruz-Piñón, R. A. López-Pérez y P. Medina-Rosas, «Evaluación de la diversidad gama de corales arrecifales (Scleractinia) en el Pacífico de México», *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81 (2010), pp. 113-121.
- , L. E. Escobosa-González, A. L. Cupul-Magaña, P. Medina-Rosas y L. E. Calderón-Aguilera, «Estructura comunitaria de corales zooxantelados (Anthozoa: Scleractinia) en el arrecife coralino de Carrizales, Pacífico mexicano», *Revista de Biología Tropical*, 61 (2013), pp. 583-594.
- Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*, CONABIO/CIQRO, Chetumal, 1993.

- Salcedo-Martínez, S., G. Green, A. Gamboa-Contreras y P. Gómez, «Inventario de macroalgas y macroinvertebrados bénticos presentes en áreas rocosas de la región de Zihuatanejo, Guerrero, México», *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, 15 (1988), pp. 73-96.
- Squires, D. F., «Corals and coral reefs in the Gulf of California», *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 118 (1959), pp. 367-432.
- Steinbeck, J. y E. F. Ricketts, *Sea of Cortez*, Viking Press, Nueva York, 1941.
- Verrill, A. E., «List of the polyps and corals sent by the Museum of Comparative Zoology to other institutions in exchange, with annotations», *Bulletin of Museum Comparative Zoology, Harvard*, 1 (1864), pp. 29-60.
- , «On the geographical distribution of the corals and polyps of the West coast of America», *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 1 (1870), pp. 558-567.
- , «Review of the corals and polyps of the west coast of America», *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 1 (1868), pp. 377-558.
- , «Descriptions of echinoderms and corals from the gulf of California», *American Journal of Science*, 40 (1870), pp. 93-100.
- Wells, J. W., «Annotated list of the scleractinian corals of the Galápagos Islands», en P. W. Glynn y G. M. Wellington (eds.), *Corals and coral reefs of the Galápagos Islands*, University of California Press, Berkeley, 1983, pp. 212-295.

Bioerosión por peces en las comunidades de coral

Alma Rosa Raymundo-Huizar
Amílcar Leví Cupul-Magaña, Fabio Germán Cupul-Magaña

Los sistemas coralinos constituyen uno de los ecosistemas más espectaculares del planeta, son comunidades productivas y vulnerables, rivalizando en diversidad biológica con las selvas tropicales y los bosques de niebla, dos de los ecosistemas terrestres más diversos. Los arrecifes de coral son de gran importancia para la reproducción, crianza y alimentación de varias especies comerciales, sirven como protectores de las líneas de costa ante los embates de las olas por tormentas y huracanes, han abastecido a las comunidades costeras durante largo tiempo de alimento y materiales de construcción, son fuente de recreación y estimulan el turismo, atrayendo millones de buceadores y visitantes por su diversidad, belleza y colorido.

Los corales son constructores de rocas carbonatadas con las que ejercen un control en la concentración del dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera, uno de los gases que tienen mayor contribución al calentamiento global (Badenas y Aurell, 1999). Muchas veces son confundidos con plantas o rocas, pero en realidad son colonias de diminutos y frágiles animales conocidos como pólipos cuyo esqueleto calcáreo es lo que comúnmente vemos como corales. Los pólipos viven en simbiosis con microalgas llamadas zooxantelas, las cuales viven dentro de sus tejidos y cuya acción fotosintética libera oxígeno y carbohidratos que son utilizados por el coral para su crecimiento. El esqueleto está constituido de carbonato de calcio (CaCO_3), lo que les permite formar estructuras rígidas (Veron, 2000). El carácter sésil de los corales, su alta sensibilidad a cambios ambientales y su larga permanencia en el tiempo, los hace muy útiles como centinelas de los cambios climáticos globales (Karlson, 1999).

En la actualidad, estos sistemas marinos están enfrentando cambios ambientales a nivel mundial, los cuales incluyen el aumento en la tempe-

ratura del agua, la acumulación de dióxido de carbono, el aporte de sedimentos y de químicos contaminantes, así como la sobreexplotación pesquera de algunas especies. Lo que provoca, entre otras cosas, la reducción en la cobertura coralina (Lapointe, 1989; Hughes, 1994).

Se estima que aproximadamente la tercera parte de los corales alrededor del mundo están amenazados con la extinción. Desde hace aproximadamente 20 años, varios investigadores han venido observando el deterioro de los sistemas coralinos en diferentes localidades. Por ejemplo, la cobertura de coral se redujo de 80% a menos del 50% en el Caribe en los últimos 25 años (Jorgensen, 2008); específicamente en el archipiélago del Rosario en el Caribe colombiano, se pasó de comunidades arrecifales bien desarrolladas, con grandes extensiones de coral del género *Acropora* en buen estado, a un paisaje de cementerio formado por cascajos del coral, cubiertos de algas (Chasqui-Velasco *et al.*, 2007). Mientras que para el Pacífico, en el arrecife de Cabo Pulmo, Baja California, pasó del 62% al 12% en el periodo de 1987 a 2003 (Álvarez-Filip y Reyes-Bonilla, 2006).

Los arrecifes coralinos están sometidos a procesos destructivos ya sea por factores físicos, antropogénicos o biológicos. Entre los primeros, están la fuerza de la marea, el oleaje y las corrientes, como consecuencia de los huracanes, ocasionando pérdida de la cobertura coralina y cambios en la composición de especies y en la cantidad de sustrato libre como roca o arena (Álvarez Filip y Bonilla-Moheno, 2007).

Los factores antropogénicos son, entre otros, el aumento del desarrollo costero y la consecuente modificación del uso del suelo, incremento en la descarga de aguas residuales, contaminación, aporte de nutrientes, sobreexplotación pesquera en las costas, deforestación, sedimentación, y visitas excesivas y no controladas a los arrecifes coralinos (Brown, 1997a; Wilkinson, 2000; Ortiz-Lozano *et al.*, 2005).

Finalmente, entre los factores naturales están las perturbaciones biológicas de gran escala, como la mortalidad masiva del erizo *Diadema antiillarum* en el Caribe, el blanqueamiento coralino por calentamiento del agua (Carpenter, 1990; Brown, 1997b), la proliferación de algas bentónicas (Lapointe, 1989; Hughes, 1994), y la bioerosión (Glynn, 1997). Esta última consiste en la remoción y debilitamiento del esqueleto calcáreo de las especies que constituyen el arrecife por parte de otros organismos a través de diversas actividades (Glynn, 1997). Si bien, este proceso siempre ha estado presente en las comunidades coralinas, los procesos destructivos mencionados hacen a los corales más susceptibles a las enfermedades y a

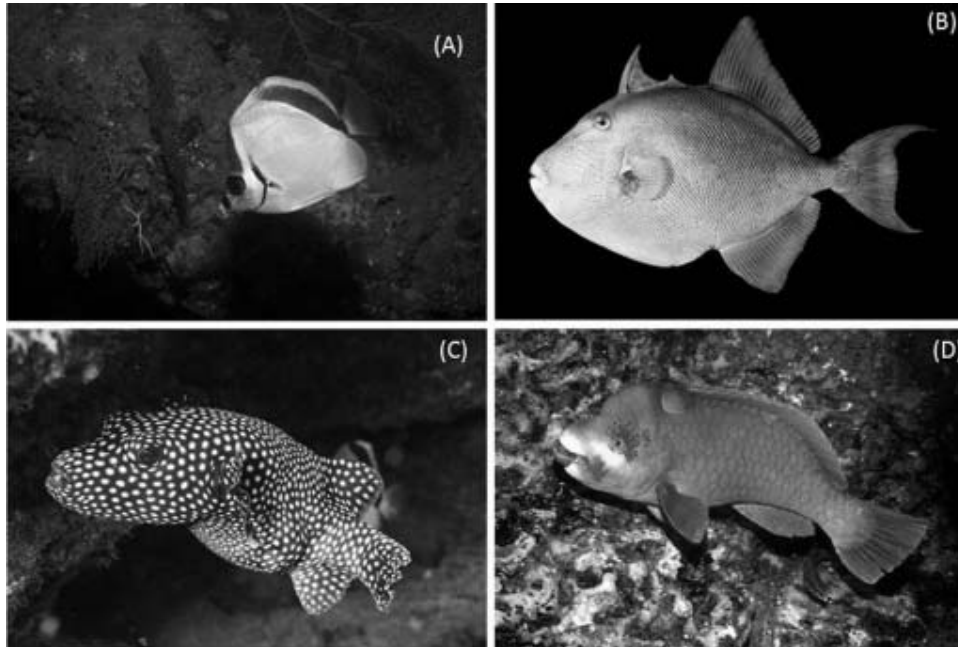
los cambios ambientales debido al debilitamiento de la estructura calcárea del coral, por lo que la bioerosión ahora es considerada como destructiva, lo mismo que la erosión mecánica. A su vez, la remoción y debilitamiento de los corales causa pérdida de oquedades y refugios para otras especies, disminuyendo la diversidad de los habitantes del ecosistema (Jorgensen, 2008). Aspecto importante a considerar, ya que si la tasa de erosión es mayor a la de crecimiento arrecifal, las comunidades arreciales se verían convertidas rápidamente en sedimento.

La bioerosión es causada por varios organismos, entre los que destacan los equinodermos, moluscos, esponjas, poliquetos y peces; ya sea con fines de alimentación o refugio, perforando, raspando o rompiendo el esqueleto coralino y con ello debilitando la estructura arrecifal. A pesar de la importancia de la bioerosión en los arrecifes en formación, existen pocos estudios cuantitativos, y estos han sido realizados principalmente en el Caribe. Los estudios sobre las tasas de bioerosión en el océano Pacífico y el Índico sugieren que en la mayoría de los casos la bioerosión externa llevada a cabo por los herbívoros raspadores como los peces loro y los erizos de mar supera la bioerosión interna realizada por los perforadores como las esponjas y los bivalvos, por más de un orden de magnitud (Lescinsky *et al.*, 2008). Sin embargo, el impacto que tiene una determinada especie en el grado de bioerosión depende en gran medida de su abundancia en el arrecife (Francisco y Zapata, 2000).

Los peces que se consideran coralívoros son aquellos que se alimentan del coral y se tienen documentadas al menos 128 especies. Sin embargo, el impacto que causan al alimentarse es diferente entre las especies; por ejemplo, los peces mariposas solo ingieren las partes suaves del coral, sin llegar a destruir el esqueleto calcáreo debido a que extraen delicadamente los pólipos individuales. Otras especies, además extraen el esqueleto calcáreo al ingerir las partes suaves, entre ellas están los peces lija y los peces globo. Por otra parte, están las especies «pastoreadoras» entre las que se encuentran los peces loro, los cuales se caracterizan por remover grandes cantidades de sustrato orgánico y ocasionalmente el inorgánico, mientras se alimentan de las algas que crecen sobre el coral (Ogden y Lobel, 1978; Brock, 1979) (Figura 1).

El efecto que tienen los peces que incluyen coral como parte de su dieta ha sido un tema de mucha controversia y de acuerdo con Reyes-Nivia *et al.* (2004), desde el viaje de Darwin a las islas de Cocos-Keeling durante 1831-1836, se han mencionado las actividades erosivas de los peces, y en espe-

Figura 1. Especies de peces coralívoros. A) Pez mariposa (*Johnrandallia nigrirostris*); B) Pez bota (*Balistes polylepis*); C) Pez globo o botete (*Arothron meleagris*); D) Pez Loro (*Scarus perrico*).



cial de los peces perico o loro (familia Scaridae), sobre el coral. De hecho, se considera que la depredación del coral es un factor clave que controla en parte la organización de las comunidades arrecifales (Glynn *et al.*, 1972) y ha sido reconocida como una forma incesante de perturbación biológica (Bythell *et al.*, 1993), lo que limita el crecimiento, abundancia y distribución de algunas especies de coral (Neudecker, 1979; Cox, 1986; Guzmán, 1988; Littler *et al.*, 1989).

Estudios cuantitativos indican que en la mayoría de los arrecifes la bioerosión del sustrato es ocasionada por las actividades de «pastoreo» (Bruggemann *et al.*, 1996). Motivo por el cual, las actividades alimenticias de los peces loro, han sido ampliamente estudiadas con el propósito de medir la intensidad y los efectos de su pastoreo en arrecifes coralinos tropicales.

Y, aunque las actividades de pastoreo afectan directamente a los corales, de manera indirecta les beneficia, ya que se comen las algas, las cuales compiten con los corales por espacio, por lo que algunos autores consideran que si la presión del pastoreo es baja, el resultado neto es benéfico para los corales (Lewis, 1986; Birkeland, 1997).

Por otro lado, Miller y Hay (1998), encontraron que el efecto positivo indirecto de los peces loro sobre los corales al reducir la competencia de las macroalgas, puede ser opacado por un efecto negativo al depredar directamente sobre los corales, esto es apoyado por el trabajo de Bruckner y Bruckner (1998), quienes registran la mortalidad de colonias completas por el mordisqueo constante de peces loro. Finalmente, autores como Bruggemann *et al.* (1994) afirman que el papel ecológico de las mordeduras de los peces es más como marcador territorial que con un fin alimenticio. Sin embargo, ante la falta de estudios de la estructura coralina, se restringe la posibilidad de tener puntos de comparación a través del tiempo para determinar posibles cambios en las interacciones biológicas y sus efectos en relación con el deterioro reciente de los arrecifes (Garzón-Ferreira y Reyes-Nivia, 2001).

Por esta controversia, Chasqui-Velasco *et al.* (2007), monitorearon la acción de los peces coralívoros y herbívoros en la supervivencia de colonias de coral transplantadas, determinando que los peces tienen un efecto positivo en la salud de las colonias, ya que reducen la competencia de las macroalgas al controlar su crecimiento.

Duran y Claro (2009), realizaron una evaluación comparativa de la influencia de las actividades de alimentación de los peces herbívoros, sobre la salud de dos arrecifes en Cuba. En el sitio de mayor impacto antropogénico, observaron una ausencia de peces loro de gran tamaño y como consecuencia, una cobertura de algas mayor. Lo anterior, provoca una disminución de la cubierta coralina y de la complejidad estructural del arrecife (Aguilar, 2005); confirmando el efecto positivo del pastoreo de los peces loro sobre las algas.

Sin embargo, otros autores consideran que la pérdida de tejido coralino por la mordedura constante de los peces, puede reducir la posibilidad de supervivencia de las colonias transplantadas, disminuyendo el éxito del trasplante (Miller y Hay, 1998).

Otra especie coralívora de importancia en la bioerosión, es el pez tamboril o botete, *Arothron meleagris*, ya que algunos autores (Glynn *et al.*, 1972; Guzmán y López, 1991) lo consideran un organismo dispersador y regenerador del coral, que al alimentarse lo fragmenta y por la acción del ramoneo permite su dispersión y crecimiento, lo cual evidentemente ayudaría al desarrollo de los sistemas coralinos. Allen y Robertson (1994) reportan que durante la búsqueda de alimento hace uso de las placas dentales en forma de «pico de loro» para cortar las porciones de coral, algas cal-

cáreas y estructuras duras de invertebrados de los que se alimenta. Guzmán y López (1991) mencionan que este botete se alimenta de algas coralinas, esponjas, equinodermos y otros invertebrados, y que tiene una marcada preferencia por los corales del género *Pocillopora* spp., el cual es el más abundante en los arrecifes colombianos del lado del océano Pacífico.

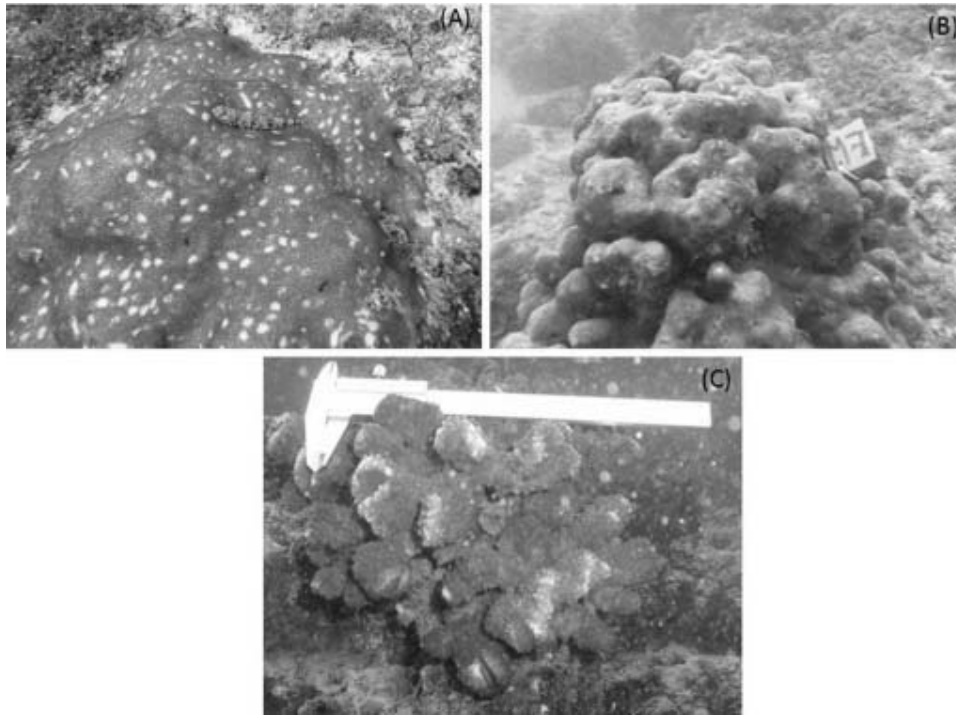
Moreno *et al.* (2009), analizaron la ecología trófica de este pez, en el arrecife de los Frailes, Baja California Sur, México, donde reportaron a *Pocillopora* spp. y *Porites* spp., como la tercera y quinta presa más importante en su estómago. Esta conducta coralívora pudiera tener algún tipo de impacto en el desarrollo de los corales del arrecife. Sin embargo, Reyes-Bonilla y Calderón-Aguilera (1999), consideraron que los organismos coralívoros no tienen un fuerte impacto sobre la estructura comunitaria de los corales en el área de Cabo Pulmo, Baja California Sur, México.

La razón por la que una especie de pez, prefiera determinada especie de coral, está sujeta a la calidad nutricional, además de la morfología de la colonia, los cambios en las defensas físicas de los corales, la presencia de metabolitos secundarios, la producción de mucosa coralina y las variaciones en la condición reproductiva de las colonias (Cole *et al.*, 2008). Lo que conlleva a una diferencia en la especialización en las especies de peces coralívoros, implicando distintas presiones para la sobrevivencia de las mismas (Cole *et al.*, 2010). Algunos autores (Miller y Hay, 1998; Wellington, 1982), mencionan la importancia en la forma de la colonia, donde las colonias ramificadas son preferidas sobre a las masivas para la acción de forrajeo de los peces.

Y si bien, tienen una importante implicación en el impacto de las comunidades de coral, su papel ecológico no ha sido plenamente demostrado (Cole *et al.*, 2008). Ya que tradicionalmente se ha subestimado la importancia de los coralívoros como un grupo funcional en la dinámica del sistema arrecifal (Cole *et al.*, 2010).

Otra cuestión a considerar, es que al depredar el coral, los peces dejan cicatrices sobre la superficie coralina (Figura 2), lo que retarda el crecimiento coralino y puede facilitar la invasión de organismos patógenos, como hongos, virus y bacterias (Glynn *et al.*, 1972), provocando enfermedades como la enfermedad de banda negra, enfermedad de banda blanca, enfermedad de banda amarilla, enfermedad de lunares oscuros, entre otras. Además, algunos autores (Risk y MacGeachy, 1978; Bromley, 1978) consideran que estas lesiones son aprovechadas por las larvas de bivalvos y gusanos perforadores para habitar en la colonia.

Figura 2. Marcas de mordidas de peces en corales. A) *Porites lobata*; B) *Pavona* spp.; C) *Pocillopora* spp.



También se consideran bioerosionadores a los peces depredadores de los invertebrados que viven dentro del coral, ya que al realizar la búsqueda de los organismos que se refugian dentro de la estructura, la fragmentan, por ejemplo los peces que pertenecen a la familia Balistidae conocidos como «lija» o «bota» (Francisco y Zapata, 2000). Lo cual no es considerado completamente negativo por algunos autores (Cortés y Guzmán, 1998), ya que sugieren que para algunas especies de coral como *Porites lobata* su abundancia en ciertos arrecifes del Pacífico de Costa Rica, se debe a que es continuamente fragmentado por el pez *Pseudobalistes naufragium* y algunos fragmentos sobreviven y se transforman nuevas colonias.

Ante estas circunstancias, resulta impostergable realizar estudios que permitan entender el efecto de los peces coralívoros en los arrecifes del Pacífico mexicano, con el fin de emprender acciones eficientes que minimicen los daños a la salud arrecifal y así proteger este importante, bello y complejo ecosistema.

Referencias

- Aguilar, B. C., *La ictiofauna de la ciudad de la Habana: efectos acumulativos de agentes estresantes múltiples en varios niveles de organización biológica*, tesis de doctorado, Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba, 2005.
- Allen, G. R. y D. R. Robertson, *Fishes of the tropical Eastern Pacific*, University of Hawaii Press, Honolulu, 1994.
- Álvarez-Filip, L. y H. Reyes-Bonilla, «Comparison of community structure and functional Diversity of fishes of Cabo Pulmo coral reef, western México between 1987 and 2003», en Y. Suzuki (ed.), *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium*, Okinawa, 2006.
- y M. Bonilla-Moheno, «Arrecifes coralinos, selvas tropicales y huracanes», *Revista Ciencias*, 85 (2007), pp. 14-17.
- Badenas, B. y M. Aurell, «Arrecifes de coral y concentración de dióxido de carbono: un ejemplo en la didáctica sobre cambio climático», *Enseñanza de las ciencias de la tierra*, 7 (1) (1999), pp. 21-28.
- Birkeland, C., *Life and death of coral reefs*, Chapman y Hall, Nueva York, 1997.
- Brock, R. E., «An experimental study on the effects of grazing by parrotfishes and role of refuges in the benthic community structure», *Marine Biology*, 51 (1979), pp. 381-388.
- Bromley, R. G., «Bioerosion of Bermuda reefs», *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 23 (1978), pp. 169-197.
- Brown, B. E., «Disturbances to reefs in recent times», en C. Birkeland (ed.), *Life and death of coral reefs*, Chapman y Hall, Nueva York, 1997a, pp. 354-379.
- , «Coral bleaching: causes and consequences», *Coral Reefs*, 16 (1997b), pp. 129-138.
- Bruckner, A. W. y R. J. Bruckner, «Destruction of coral by *Sparisoma viride*», *Coral Reefs*, 17 (1998), pp. 350.
- Bruggemann, J. H., M. J. H. van Oppen y A. M. Breeman, «Foraging by the stoplight parrotfish *Sparisoma viride*, I. Food selection in different socially determined habitats», *Marine Ecology Progress Series*, 106 (1994), pp. 41-55.
- , A. M. Van Kessel, J. M. van Rooij y A. M. Breeman, «Bioerosion and sediment ingestion by the Caribbean parrotfish *Scarus vetula* and

- Sparisoma viride*: implications of fish size, feeding mode and habitat use», *Marine Ecology Progress Series*, 134 (1996), pp. 59-71.
- Bythell, J. E., Gladfelter E. H. y M. Bythell, «Chronic and catastrophic natural mortality of the three common Caribbean reef corals», *Coral Reefs*, 12 (1993), pp. 143-152.
- Carperter, R. C., «Mass mortality of *Diadema antillarum*. II. Effects on population densities and grazing intensity of parrotfishes and surgeonfishes», *Marine Biology*, 104 (1990), pp. 79-86.
- Chasqui-Velasco, L., E. C. Alvarado, A. Acero y F. A. Zapata, «Efecto de la herbivoría y coralivoría por peces en la supervivencia de corales transplantados en el Caribe Colombiano», *Revista Biología Tropical*, 55 (3-4) (2007), pp. 825-837.
- Cole, A. J., M. S. Pratchett y G. P. Jones, «Diversity and functional importance on coral-feeding fishes on tropical coral reefs», *Fish and Fisheries*, 9 (2008), pp. 1-22.
- Cortes, J. y H. M. Guzmán, «Organismos de los arrecifes coralinos de Costa Rica: Descripción, distribución geográfica e historia natural de los corales zooxantelados (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico», *Revista Biología Tropical*, 46 (1) (1998), pp. 55-92.
- Cox, E. F., «The effects of a selective corallivore on growth rates and competition for space between two species of Hawaiian corals», *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 101 (1986), pp. 161-174.
- Durán, A. y R. Claro, «Actividad alimentaria de los peces herbívoros y su impacto en arrecifes con diferente nivel de degradación antrópica», *Revista Biología Tropical*, 57 (3) (2009), pp. 687-697.
- Francisco, V. y F. Zapata, *Determinación de las tasas de bioerosión por peces Balistidos en un arrecife coralino del Pacífico colombiano*, Informe final sobre el proyecto de investigación, Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología del Banco de la República, Universidad del Valle. Cali, Colombia, 2000.
- Garzón-Ferreira, J. y M. C. Reyes-Nivia, «Incidencia de la depredación por peces en corales pétreos de cuatro atolones del archipiélago de San Andrés y Providencia (Caribe Colombiano)», *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 30 (2001), pp.133-150.
- Glynn, P. W., R. H. Stewart y J. E. McCosker, «Pacific coral reefs of Panama: structure, distribution and predators», *Geologische Rundschau*, 61 (2) (1972), pp. 83-519.

- , «Bioerosion and coral-reef growth: a dynamic balance», en C. Birkeland (ed.), *Life and death of coral reefs*, Chapman y Hall, Nueva York, 1997, pp. 69-98.
- Guzmán, H. M., «Distribución y abundancia de organismos coralívoros en los arrecifes coralinos de la isla del Caño, Costa Rica», *Revista Biología Tropical*, 36 (1998), pp.1991-1207.
- y J. K. López, «Diet of the corallivorous *Arothron meleagris* at Gorgona Island, Colombia», *Revista Biología Tropical*, 39 (1991), pp. 203-206.
- Hughes, T. P., «Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef», *Science*, 265 (1994), pp. 1547-1551.
- Jorgensen, P., «Amenazas y esperanzas para los arrecifes de coral», *Ecofrontera de nuestro pozo*, 38 (2008), pp.22-25.
- Karlson, R. H., *Dynamics of coral communities*. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, 1999.
- Lapointe, B. E., «Caribbean coral reefs: Are they becoming algal reefs?», *Sea Frontiers*, 35 (1989), pp. 82-91.
- Lescinsky, H., M. Hill y B. A. Hoedt, «Results of long-term bioerosion study: Belize patch reefs», *Proceeding of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft Lauderdale, Florida*, Session number 1 (2008), pp. 26-30.
- Lewis, S. M., «The role of herbivorous fishes in the organization of a Caribbean reef community», *Ecological Monographs*, 56 (1986), pp. 183-200.
- Littler, M. M., P. R. Taylor y D. S. Littler, «Complex interactions in the control of coral zonation on a Caribbean reef flat», *Oecologia*, 113 (1989), pp. 231-238.
- Neudecker, S., «Effects of grazing and browsing fishes on the zonation of coral in Guam», *Ecology*, 60 (1979), pp. 666-672.
- Miller, M. W, y M. E. Hay, «Effects of fish predation and seaweed competition on the survival and growth of corals», *Oecologia*, 113 (1998), pp. 231-238.
- Moreno, G. X., L. A. Abitia, A. Favila, F. J. Gutiérrez y D. S. Palacios, «Ecología trófica del pez *Arothron meleagris* (Tetraodontiformes: Tetraodontidae) en el arrecife de los Frailes, Baja California Sur, México», *Revista de Biología Tropical*, 57 (1-2) (2009), pp. 113-123.
- Ogden, J. C. y P. S. Lobel, «The role of herbivorous fishes and sea urchins in coral reef communities», *Environmental Biology of Fishes*, 3 (1978), pp. 49-63.

- Ortiz-Lozano, L. A., A. Granados-Barba, V. Solís-Weiss y M. A. García-Salgado, «Environmental evaluation and development problems of the Mexican Coastal Zone», *Ocean y Coastal Management*, 48 (2) (2005), pp. 161-176.
- Reyes-Bonilla, H. y L. E. Calderón-Aguilera, «Population density, distribution and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo reef, Gulf of California, México», *Marine Ecology*, 20 (1999), pp. 347-35.
- Reyes-Nivia, M. C., J. Garzón-Ferreira y A. Rodríguez-Ramírez, «Depredación de coral vivo por peces en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano», *Revista de Biología Tropical*, 54(4) (2004), pp. 883-895.
- Risk, M. J. y J. K. MacGeachy, «Aspects of bioerosión of modern Caribbean reefs», *Revista de Biología Tropical*, 26 (suppl.1) (1978), pp. 85-105.
- Veron, J. E. N., *Corals of the world*, vol. 1, AIMS, Australia, 2000.
- Wellington, G. M., «Depth zonation of corals in the Gulf of Panama: control and facilitation by resident reef fishes», *Ecological Monographs*, 52 (1982), pp. 223-241.
- Wilkinson, C., *Status of coral reefs of the world*, Australian Institute of Marine Science, 2000.

Huella de la pesca ribereña

Myrna Leticia Bravo-Olivas, Rosa María Chávez-Dagostino
Elaine Espino-Barr, Rocío Jazmín Rosas-Puga

La pesca es una actividad importante a nivel mundial, el hombre la ha practicado desde la prehistoria. Cada año produce alrededor de 100 millones de toneladas de pescado (Cuadro 1) y productos pesqueros que contribuye al bienestar humano proporcionando un medio de vida a aproximadamente 200 millones de personas. Más de mil millones de personas, sobre todo en países pobres del mundo dependen de los productos pesqueros para satisfacer sus necesidades de proteínas animales. Esta actividad contribuye también al bienestar humano satisfaciendo necesidades culturales y proporcionando otros beneficios sociales como el esparcimiento (FAO, 2000).

Las capturas pesqueras son muy diversas y comprenden un gran número de pesquerías que pueden ser categorizadas por sus características como industrial, pequeña escala/artesanal y recreativa.

La pesca industrial, se lleva a cabo usando embarcaciones relativamente grandes, con un alto nivel de mecanización y equipo avanzado para la navegación y localización del recurso. Tales pesquerías tienen alto nivel de capacidad de producción y la captura por unidad de esfuerzo es por lo general relativamente alta. En algunas áreas del mundo, el concepto «pesquería industrial» es sinónimo de pesquerías que capturan especies que son usadas para la producción de harina y aceite de pescado. La de pequeña escala o artesanal, generalmente involucran a la familia de los pescadores (en oposición a las sociedades mercantiles), utilizando relativamente poco capital y embarcaciones pequeñas, por lo que los viajes de pesca son cortos, cerca de la costa y el consumo de la captura es a nivel local. La pesca artesanal puede ser de subsistencia o comercial. Frecuentemente compite por recursos con la pesquería industrial lo que provoca conflictos

entre estas. En la pesca recreativa (deportiva) la captura se realiza para uso personal, ocio y competencia, y no incluye venta, trueque o comercio de la captura obtenida.

Otros conceptos relacionados son la pesca comercial con fines de lucro y con el objetivo de vender la captura en el mercado, a través de contratos directos u otras formas de intercambio. En cambio, la pesca de subsistencia a que los recursos capturados son compartidos y consumidos directamente por los familiares del pescador. Las pesquerías puramente de subsistencia no son muy comunes. Las pesquerías tradicionales son las que se han establecido hace muchos años, por comunidades que han desarrollado patrones y reglas de operación específicas. Este tipo de pesquería refleja los rasgos y actitudes culturales y pueden estar fuertemente influenciados por las prácticas religiosas o costumbres sociales, donde el conocimiento se transmite entre generaciones de boca en boca. Por lo general son de pequeña escala y/o artesanales.

El pescado y los productos pesqueros representan una fuente muy valiosa de proteínas y nutrientes esenciales para tener una nutrición equilibrada y disfrutar de buena salud. Según FAO (2012), en 2009, el pescado representó el 16.6% del aporte de proteínas animales de la población mundial y el 6.5% de todas las proteínas consumidas. En el ámbito mundial, el pescado proporciona a unos 3,000 millones de personas cerca del 20% de su aporte de proteínas animales y a 4'300,000 de personas en torno al 15 por ciento de dichas proteínas. Existen claras diferencias entre los países desarrollados y los países en desarrollo en lo que respecta a la contribución del pescado en el aporte de proteínas animales. A pesar de los niveles relativamente inferiores de consumo de pescado en los países en desarrollo, este último representaba una proporción significativa de en torno al 19.2%, y del 24% en el caso de los países de bajos ingresos y con déficit de alimentos. Sin embargo, tanto en los países en desarrollo como desarrolla-

Cuadro 1. Producción y utilización de la pesca en el mundo. Tomado de FAO (2012).

| | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|------------------------|-----------------------|------|------|------|------|------|
| | Millones de toneladas | | | | | |
| Continental | 9.8 | 10.0 | 10.2 | 10.4 | 11.2 | 11.5 |
| Marítima | 80.2 | 80.4 | 79.5 | 79.2 | 77.4 | 78.9 |
| Pesca de captura total | 90.0 | 90.3 | 89.7 | 89.6 | 88.6 | 90.4 |

dos, esta proporción ha disminuido ligeramente en los últimos años al haber aumentado con mayor rapidez el consumo de otras proteínas animales.

La pesca ribereña y su impacto

La pesca ribereña, artesanal, de pequeña escala o de ribera, se lleva a cabo en las inmediaciones de la zona costera hasta un límite exterior de tres millas náuticas a partir de la línea de base desde la cual se mide la zona económica exclusiva (DOF, 2004). Es una actividad importante para la economía de países en desarrollo debido a su contribución a la alimentación de la población y a la generación de empleos productivos (Coayla-Berroa y Rivera-Miranda, 2008). Comúnmente se asocia a sistemas extractivos poco tecnificados y de bajo impacto ambiental (González-Becerril *et al.*, 2006).

La FAO (2004) señala que más del 60% de la flota pesquera mundial está formada por embarcaciones descubiertas y sin motor, las artes de pesca son poco tecnificados y de bajo costo en casi todo el mundo. En América Latina se estima que entre 700,000 y 1'000,000 de personas trabajan en actividades relacionadas a la pesca y acuicultura, de las cuales 90% son pescadores artesanales (Coayla-Berroa y Rivera-Miranda, 2008).

Aunque la pesca ribereña puede ocasionar problemas referentes a la explotación de recursos y producir niveles marginales de beneficios, se reconoce también que en muchos casos puede tener ventajas considerables sobre la pesca industrial, entre estas mayor eficiencia económica, menores repercusiones negativas en el ambiente, capacidad para intercambiar de una forma más amplia beneficios sociales y económicos al descentralizarlos y extenderlos desde el punto de vista geográfico, su contribución a la herencia cultural, así como el conocimiento ambiental (FAO, 2009).

Estas pesquerías presentan características que las distinguen de las demás en el mundo, mismas que dificultan su evaluación. El tipo de pesca es multiespecífica, que implica poca selectividad de las artes de pesca, lo que lleva a gran cantidad de descarte; la mayoría de las especies son de tallas pequeñas y su pico de ocurrencia se lleva a cabo en aguas someras, esto tiene importantes consecuencias para la pesquería, una de ellas es la baja eficiencia por la gran cantidad de pescadores artesanales, otra es la competencia por los recursos que surge entre pescadores artesanales e

industriales que tienen que capturar en esta área (Pauly, 1979). En regiones tropicales y subtropicales la diversidad de especies es alta, pero las amplitudes geográficas son menores (Stevens, 1989), así que aunque estas regiones poseen un mayor número de stock de peces, la población de cada uno es más pequeña, por lo que las pesquerías son predominantemente de pequeña escala (Mahon, 1997). Estos stocks de pequeña escala son responsables de cerca de la mitad de la producción mundial de pescado capturado, y tienen una dependencia socioeconómica muy grande, pues proporcionan trabajo a la mayoría de los 51 millones de pescadores del mundo (Berkes *et al.*, 2001). Otro de los problemas que causa la captura multiespecífica es que en las estadísticas pesqueras muchos recursos se registran en conjunto, esto reduce en gran medida el uso de los datos para el propósito de la evaluación.

La mayoría se encuentra en países en desarrollo (Neil *et al.*, 2007), por lo que existen problemas relacionados a la calidad de la investigación pesquera, tanto teóricos, prácticos e institucionales que han dificultado enormemente su desarrollo (Oliveira, 2002) y que en la mayoría de los casos han evitado por completo la comprensión de la dinámica de las poblaciones que están siendo investigadas, aunado a esto existe gran dependencia de los científicos de países tropicales a utilizar métodos, conceptos y teorías desarrollados para recursos de latitudes templadas. El enfoque tradicional centrado en recursos monoespecíficos y stocks de gran escala es inadecuado para evaluar las pequeñas pesquerías multiespecíficas prevalentes en los trópicos (Pauly, 1979; Mahon, 1997), por lo que la reglamentación tiende a ser poco efectiva por los defectos en sus diseños (Pauly, 1989).

Otro aspecto económico son las políticas neoliberales que incentivan el comercio internacional y han sido implementadas en casi todos los países en desarrollo. Estas políticas han sido mayormente las responsables de la sobreexplotación de los recursos pesqueros, sobrecapitalización y conflictos sociales (Thorpe *et al.*, 1999). Por lo que la evaluación de recursos pesqueros tropicales involucra aspectos biológicos, sociales y económicos, aún cuando existieran métodos adecuados, la carencia de recursos humanos y financieros necesarios vuelve difícil la tarea de evaluar las pesquerías tropicales (Castello *et al.*, 2007), principalmente debido al gran número de recursos pesqueros y a la importancia económica que representa para las personas que dependen de este sector (Cuadro 2).

Cuadro 2. Tabla Thomson para los países en desarrollo - datos preliminares del Proyecto Big Numbers (FAO, 2008).

| | Pesquerías a pequeña escala | | Pesquerías a gran escala | | Total |
|--|-----------------------------|-----------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|
| | Marina | Continental | Marina | Continental | |
| PRODUCCIÓN Y UTILIZACIÓN | | | | | |
| Captura anual total (TM) | 20-30 millones | 9-13 millones | 37-43 millones | 31-34 millones | 68-77 millones |
| Captura anual para el consumo doméstico (TM) | Alrededor 25 millones | Alrededor 10 millones | Alrededor 35 millones | Alrededor 15 millones | Alrededor 50 millones |
| Captura anual para el consumo doméstico (TM) (% de la captura total) | Alrededor 90% | Alrededor 95% | 90-95% | Alrededor 45% | Alrededor 70% |
| Desechos (% de la captura) | Alrededor 0.5% | Insignificante | Alrededor 0.5% | Alrededor 2% | Alrededor 1% |
| EMPLEO | | | | | |
| Número de pescadores | 11-12 millones | 14-15 millones | 25-27 millones | 1-2 millones | 26-29 millones |
| Número de empleos en procesamiento y mercadeo | 32-33 millones | 36-37 millones | 68-70 millones | 5-6 millones | 73-76 millones |
| Total | 43-45 millones | 50-52 millones | 93-97 millones | 6-8 millones | 99-105 millones |
| Porcentaje (total mujeres) | Alrededor 50% | Alrededor 50% | 50-55% | Alrededor 70% | Alrededor 50% |
| Número total de empleados por 1,000 toneladas de pescado capturado | 1,500 | 4,600 | 2,400 | 200 | 1,400 |
| EFICIENCIA DE COMBUSTIBLE | | | | | |
| Pescado capturado por t consumo de combustible | 1-10 TM | 5-15 TM | 2-12 TM | 1-5 TM | 2-10 TM |

Los recursos pesqueros

Globales

La pesca de captura y la acuicultura suministraron al mundo 148 millones de toneladas de pescado en el 2010, de las cuales 128 millones fueron destinados al consumo humano directo. China produjo el 35% de la captura. Datos preliminares indican que en 2011 la producción alcanzó 154 millones de toneladas.

Respecto a la pesca de captura, el Pacífico noroeste es la zona pesquera más productiva. Se calcula que en 2010 el número total de embarcaciones pesqueras en el mundo es de aproximadamente 4.36 millones, la flota de Asia es la de mayor tamaño, está compuesta por 3.18 millones de embarcaciones, lo que representa el 73% del total, seguido por África (11%), América Latina y el Caribe (8%), América de Norte (8%) y Europa (3%). El 60% de las embarcaciones están motorizadas, la mayoría (85%) son embarcaciones de menos de 12 m de eslora, estas predominan en Cercano Oriente y América Latina y el Caribe.

La pesca marina mundial aumentó notablemente de 16.8 millones de toneladas en 1950 hasta alcanzar un volumen máximo de 86.4 millones en 1996. En 2010 se registró una producción mundial de 77.4 millones de toneladas (Figura 1). Los países con mayor producción son China, Indonesia, Estados Unidos, Perú, Japón, India, Chile, Birmania, Vietnam y Rusia. Las principales especies capturadas son anchoveta, colín de Alaska, bacaladilla, arenque de Atlántico, caballa, jurel chileno, listado y pez sable.

La mayor parte de las poblaciones de las diez especies más capturadas, que representan en total en torno al 30 por ciento de la producción mundial de pesca de captura marina, están plenamente explotadas y, por lo tanto, no hay posibilidad de incremento de la producción.

La proporción de poblaciones plenamente explotadas ha permanecido relativamente estable en cerca del 50% desde la década de 1970. Se estima que en 2008 el 15% de los grupos de poblaciones seguidos por la FAO estaban infraexplotados (3%) o moderadamente explotados (12%) y, por lo tanto, podrían producir más que sus capturas actuales. Se estimaba que algo más de la mitad de las poblaciones (53%) se hallaban plenamente explotadas y, por ello, sus capturas son iguales o próximas a sus producciones máximas sostenibles sin posibilidad de aumentar. El 32% restante se consideraban sobreexplotadas (28%), agotadas (3%) o en recuperación

Figura 1. Tendencia de las capturas pesqueras mundiales en el periodo 1950-2011.

tras haber estado agotadas (1%) y, por ello, su producción es menor que su producción máxima potencial debido al exceso de la presión pesquera, por lo que necesitan planes de reconstrucción (FAO, 2010). En 2010 aumentó a 58.1% las poblaciones plenamente explotadas, las sobreexplotadas representaron el 29.9% y las que aún no están plenamente explotadas el 12% (FAO, 2012).

Pacífico centro-oriental y suroriental

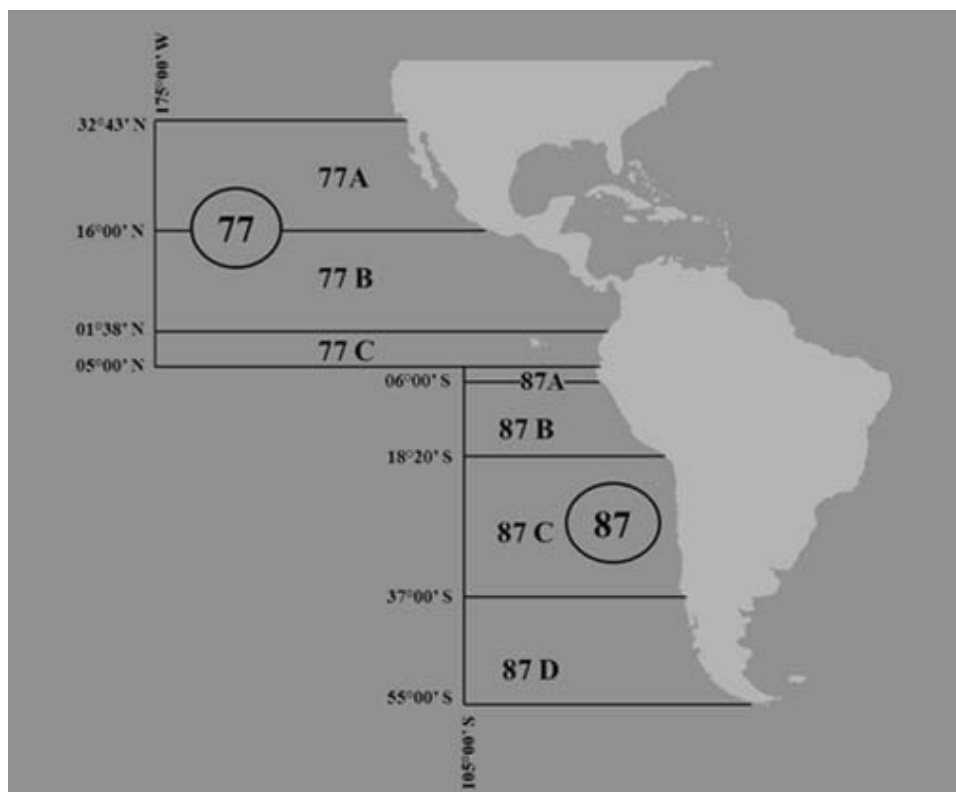
La pesca en la región de América Latina se lleva a cabo en un vasto espacio geográfico que comprende el océano Pacífico y las aguas interiores de México, América Central y América del Sur. Según la clasificación de la FAO, la pesquería marítima regional se desarrolla en las siguientes áreas: Pacífico centro-oriental y Pacífico suroriental, que corresponden a las áreas de pesca 77 y 87 respectivamente (Figura 2).

En el Pacífico centro-oriental, los países que realizan actividades pesqueras son Ecuador, Panamá, Costa Rica, Nicaragua, Guatemala, Honduras, El Salvador y México. Las pesquerías de mayor importancia en esta zona tienen por objetivo especies pelágicas como la sardina, la anchoa del

Pacífico (anchoveta), así como los camarones, atunes, tiburones, rayas, y otras especies.

En el Pacífico suroriental, la pesca se caracteriza por sus grandes volúmenes de extracción, principalmente de especies pelágicas. Las pesquerías de mayor importancia son realizadas por Ecuador, Chile y Perú, con capturas de anchoveta, sardina, jurel, caballa y una gran variedad de especies demersales. La FAO identifica esta área Pacífico centro-oriental con el número 77, como de las mayores áreas de pesca y el extremo nororiental del área 87, la cual alberga gran cantidad de especies comunes para México, Centro América, Colombia, Ecuador y Norte de Perú (Chirichigno *et al.*, 1982). Forma parte de la región zoogeográfica del Pacífico oriental, que se extiende desde Punta Barrow hasta el estrecho de Magallanes, a lo largo de la costa oriental de América. Se subdivide en cinco bloques (dos de aguas templado-frías y templado-cálidas al norte y al sur, y un bloque de

Figura 2. Zonas zoogeográficas delimitadas por FAO (tomado de Chirichigno *et al.*, 1982).



aguas tropicales-subtropicales en el centro). Las condiciones ambientales en estos bloques están directamente relacionadas con los patrones climáticos locales y las corrientes oceánicas y costeras. Cada zona aloja una fauna propia caracterizada por un alto grado de endemismo, que va enriqueciéndose en especies en dirección hacia el ecuador, alcanzando, al igual que en otras grandes regiones del mundo, su diversidad máxima en la franja tropical (Hendrickx, 1995). La mayor parte del área de pesca 77 comprende aguas tropicales, con excepción del norte de México, y se caracteriza por una notable diversidad de especies, el área 87 incluye aguas subtropicales templadas y frías. Entre ambas áreas se encuentra una zona de transición cuya posición geográfica varía estacionalmente, especialmente la subárea 87 A (Chirichigno *et al.*, 1982).

En el área pesquera 77 conocida como zoogeográficamente como provincia panámica, muchas de las especies son comunes para México, Centro América, Colombia, Ecuador y norte de Perú. Además se encuentran en estas áreas extensas zonas estuarinas y manglares con especies muy características, como los robalos (Centropomidae), las mojarra (Gerreidae), etc. Entre los invertebrados comunes de la fauna panámica figuran la pina hacha larga y los camarones peneidos, todos los cuales se extienden hasta el norte de Perú.

El área pesquera 87 se inicia al norte con la ya mencionada zona de transición (subárea 87a) que comprende un grupo bastante heterogéneo de especies, muchas de las cuales tienen un área de distribución reducida. Sin embargo, el área 87 corresponde, en su mayor parte, a las provincias geográficas peruano-chilena, de aguas templado-cálidas, y magallánica, de aguas subantárticas frías, donde existen especies de extraordinaria magnitud poblacional que se sitúan entre los recursos pesqueros más abundantes del mundo. Las más importantes de ellas habitan las aguas de alta productividad de las zonas de surgencia de la Corriente del Perú, como por ejemplo, la anchoveta peruana, la sardina peruviana, el bonito del Pacífico Este y el jurel del Sur, entre las especies pelágicas; las merluzas, entre las predominantemente demersales; y las corvinas entre las pelágico-demersales. Finalmente, en el sector austral del área 87 se encuentran especies propias de áreas subantárticas, como los peces de las familias Nototheniidae y Channichthyidae y entre los invertebrados, la centolla patagónica (Chirichigno *et al.*, 1982).

Pesca ribereña en México

México desarrolla diversas actividades pesqueras a lo largo de sus costas en el océano Pacífico, el golfo de México y el mar Caribe. La rica biodiversidad que presentan sus zonas de pesca se debe a importantes corrientes marinas tropicales y subtropicales que favorecen una intensa actividad pesquera en la que participan numerosos grupos de pescadores artesanales.

La línea costera litoral tiene una extensión de 11,122 km, con una zona económica exclusiva de 3'000,000 km² de plataforma continental, en la que se incluyen 1'600,000 ha de lagunas litorales (Figura 3). La pesca ribereña en el país es el sector con mayor número de pescadores y sistemas de pesca diversos, cubriendo sus operaciones prácticamente todo el litoral y dedicándose a pesquerías monoespecíficas y multiespecíficas y por lo tanto, contribuye de manera importante en la producción de alimento para consumo humano directo y es generadora de empleos.

En México, la pesca ribereña aporta aproximadamente 40% de la captura y 54% de la producción destinada al consumo humano directo; 66% de las sociedades cooperativas de producción pesquera del país y 94% de las embarcaciones registradas pertenecen a este sector (Semarnap, 2004). Se realiza en embarcaciones de menos de 10 toneladas de registro neto, con una tripulación promedio de dos pescadores por embarcación y escaso equipamiento. En la mayor parte del litoral los pescadores se han agrupado en Sociedades Cooperativas aportando la mano de obra a un número importante de personas (Agüero, 1992). El sector ribereño en el país, representa más del 80% del total de pescadores y contribuye con un 65% de la producción para consumo humano directo. La producción obtenida en 2010 fue de 428,992 t, lo que representa una derrama económica de 7,431'886,395 pesos (Conapesca, 2012).

La producción pesquera en México se sustenta principalmente en la captura de sardina, camarón y túnidos. La pesca ribereña basa su producción en escama: huachinangos y pargos (*Lutjanidae*), corvinas y berrugas (*Scianidae*), serránidos (*Serranidae*), carangidos (*Carangidae*), escómbridos (*Escombridae*), mugílidos (*Mugilidae*), robalos (*Centropomidae*), botas (*Balistidae*), mojarras (*Gerreidae*). En cuanto a los crustáceos, la producción esta compuesta por camarón (*Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris*, *Farfantepenaeus californiensis*), jaibas (*Callinectes*), langosta (*Panulirus*); también se incluye en esta producción de tiburones costeros (*Charcharhinus falsiformis*, *Alopias* sp., *Sphyrna lewini*, *Prionace glauca*, entre otros).

Figura 3. Zona económica exclusiva y mar territorial de México. Modificado de INEGI.



El litoral Pacífico representa el 87% de la captura a nivel nacional, siendo Sonora, Sinaloa, Baja California Sur y Baja California los principales productores.

Aspectos sociales y económicos de la pesca ribereña

Las características de la flota pesquera ribereña que prevalecen en América Latina dan como resultado condiciones de pobreza para las personas que se dedican a esta actividad. La baja calidad de vida se manifiesta en la carencia de un sistema habitacional permanente, condiciones sanitarias deficientes, niveles bajos de educación, escolaridad e ingresos, retraso tecnológico, marginalidad cultural y desarticulación con respecto al resto de la economía nacional (Agüero, 1992). Esta actividad se lleva a cabo con artes y métodos de pesca tradicionales y se realiza por uno de los grupos sociales más desprotegidos del país, ya que la mayoría de los pescadores

carece de servicios adecuados, infraestructura (embarcaderos, bodegas, cuartos fríos, etc.) y seguridad social (Cruz-Romero *et al.*, 1991).

La pesca ribereña es una actividad en donde la capacidad productiva individual de los pescadores es muy variable y los mecanismos de comercialización son sencillos, ya que el producto se vende directamente a intermediarios (Munro y Smith, 1984; Cruz-Romero *et al.*, 1991). Aunque el valor de la captura puede alcanzar precios elevados por su calidad, el ingreso per capita suele ser bajo, además de que la organización gremial del sector es deficiente y normalmente los mecanismos de previsión, seguridad social y salud, son limitados o inexistentes, y de que las alternativas de empleo son mínimas (Ataur-Rahman, 1994).

La estructura social en torno a la actividad de los pescadores es muy particular, ya que es común que un permisionario compre el producto y al mismo tiempo establezca fuertes lazos sociales con los pescadores. En consecuencia, el pescador no tiene la opción de comercializar su producto en otras partes, ni de buscar mejores precios ni mercados, y aun cuando la relación con el permisionario le garantice cierta estabilidad económica y seguridad, lo compromete a entregar su producto en exclusividad (Cano-González, 2006).

La falta de financiamiento apropiado es una de las limitaciones más serias para el desarrollo de esta actividad, dado que los pescadores, como individuos, no cumplen con los requerimientos establecidos por las instituciones crediticias; adicionalmente no poseen una estructura organizativa que los respalde, la mayoría no posee bienes que sirvan como garantía para los créditos, ni cuenta con capital propio para autofinanciarse o para dar en garantía a los bancos (González-Becerril *et al.*, 2006).

La importancia social de la pesca ribereña es indiscutible. Según los datos oficiales del total de embarcaciones registradas por la Conapesca (Botello *et al.*, 2010), es de 94,111 de las cuales 90,905, esto es el 97% para ambas costas, pertenecen a la pesca ribereña.

El 79% de los pescadores ribereños artesanales del país son mayores de 30 años, el número de reclutas es reducido, pudiendo deberse al bajo rendimiento económico de la actividad. En promedio, cada pescador tiene al menos tres dependientes económicos y cuenta con vivienda propia (poco más de 80%) y contando con condiciones mínimas de urbanización y con equipamiento doméstico apenas elemental (luz, agua potable, baño sanitario, electricidad, estufa, refrigerador) (Botello *et al.*, 2010). El ingreso de los pescadores es aproximadamente de \$788 pesos a la semana, incluyen-

do las aportaciones que otros miembros de la familia realizan para ayudar a la manutención familiar. Este ingreso varía en las diferentes regiones, ya que existen zonas en donde la actividad se centra en especies de alto valor comercial.

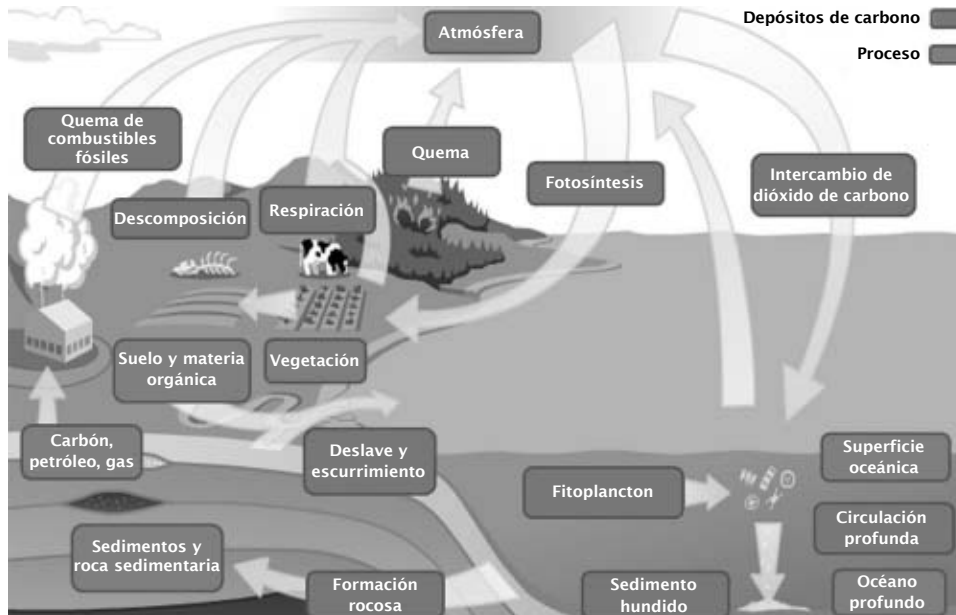
Entre los principales problemas del sector pesquero ribereño se encuentran los altos costos de insumos (combustibles para pangas), decrecimiento de las capturas, bajo precio del producto, dificultad para cubrir los costos de viaje de pesca y como factores causales de estos problemas los pescadores señalan: aumento en el precio del combustible, gran número de esfuerzo pesquero, pesca ilegal, captura excesiva de organismos juveniles, vedas no respetadas, falta de oportunidades de trabajo en las comunidades pesqueras y falta de créditos para renovar los motores y el equipo de pesca y el clima.

Huella ecológica de la pesca

El carbono es un componente básico de todos los organismos vivos y de muchas sustancias no vivas. Los lugares donde se almacena son llamados «reservorios de carbono». Los de mayor tamaño son los océanos, la tierra y su vegetación y la atmósfera. Cuando un reservorio obtiene más carbono del que pierde en un periodo de tiempo, este es llamado un «sumidero de carbono». Cuando un reservorio pierde más carbono del que obtiene es llamado «fuente de carbono». Actualmente los océanos, el suelo y la atmósfera son sumideros de carbono (Figura 4). Los reservorios de carbono almacenados en los depósitos de combustibles fósiles como petróleo, carbón y gas natural, son las principales fuentes de carbono, con cantidades masivas de carbono liberado a la atmósfera a medida que se queman para producir energía (Bowyer *et al.*, 2012).

La cantidad total de carbono en el océano, es 50 veces mayor que en la atmósfera, y es intercambiado en una escala de tiempo de varios cientos de años. El intercambio de dióxido de carbono entre el océano y la atmósfera inicia en la superficie oceánica, la mayoría del carbono que entra, termina en el océano profundo donde es llevado por las corrientes durante cientos de años o es perdido en el sedimento. El fitoplancton fija el carbono, conforme este madura puede regresar a la superficie oceánica por procesos biológicos o puede ser consumido por el zooplancton, este a su vez muere y regresa a sus componentes minerales por procesos naturales, o

Figura 4. Ciclo del carbono global. Adaptado de Universidad de Walkato.



bien, cuando el fitoplancton muere puede precipitarse al fondo del océano y cuando esto ocurre debido a la circulación oceánica el carbono puede ser almacenado o secuestrado en el océano por un largo periodo de tiempo, lo que se conoce como bomba biológica.

Junto con los mayores sistemas alimenticios del mundo, la pesca ha llegado a ser altamente dependiente de los combustibles fósiles ya que le facilita la operación de actividades esenciales. En la industria pesquera la incrementada dependencia a los insumos de combustible ha expandido en gran medida el rango de profundidad en el que se realiza la pesca, al mismo tiempo que aumentan la calidad y el precio de los productos pesqueros junto con las condiciones de trabajo del pescador. Sin embargo, esta dependencia tiene un costo económico y ambiental.

Las discusiones relativas a la sostenibilidad de las pesquerías comerciales se han centrado tradicionalmente en la cuestión de la explotación óptima de los recursos en relación con su capacidad de regeneración. Más recientemente, se han extendido a otros aspectos ambientales de las pesquerías y los sistemas de producción de mariscos. En particular, los responsables políticos y el público en general han llegado a reconocer el cambio climático, tal vez el problema ambiental más importante en el mundo. Aun-

que gran parte de los 250 mil millones de toneladas de CO₂ generadas cada año a nivel mundial, resulta de la energía basada en la actividad industrial y el uso de suelo, Thrane *et al.* (2009) lo enlista como uno de los temas más importantes que enfrenta la pesca comercial:

- La sobreexplotación de las especies objetivo.
- Los impactos indirectos sobre las especies no objetivo como la captura incidental o a través de la interrupción de la cadena alimentaria.
- Residuos directos de las actividades de pesca.
- Las emisiones de carbono provenientes de actividades relacionadas.
- Los impactos indirectos de la cadena de producción descendente.

Los motores de combustión interna de diésel y gasolina se adaptaron para uso en los barcos de pesca en 1900. Los avances tecnológicos realizados durante y después de la segunda guerra mundial, sin embargo, aceleraron en gran medida su integración en la pesca. En consecuencia, en los últimos 50 años no solo aumentó el tamaño de la flota pesquera mundial, sino también la potencia de esta. La tendencia a usar buques más grandes y más poderosos se ejemplifica con la aparición de los llamados super arrastreros, buques que pueden superar los 100 m de eslora con motores de propulsión muy por encima de 10,000 caballos de fuerza (Tyedmers, 2004).

Actualmente existen diversos métodos a través de los cuales se puede cuantificar el impacto que tiene la actividad pesquera en el medio marino. La huella ecológica (HE) es un indicador de sostenibilidad desarrollado a principios de los noventa por William Rees y Mathis Wackernagel. El concepto relaciona las necesidades de capital natural de una economía con el área biológicamente productiva que le corresponde (Wackernagel *et al.*, 1999), siendo diseñado como una herramienta de planificación para medir la sostenibilidad ecológica (Wackernagel *et al.*, 1999, Wackernagel y Silverstein, 2000) con el propósito de estimar la magnitud del consumo humano que excede la capacidad de regeneración de la biosfera (Wackernagel, 1999). Para su cálculo se divide en distintas subhuellas entre ellas la zona de pesca, que se refiere a la superficie marítima biológicamente productiva aprovechada por los humanos para obtener pescados y mariscos. Los resultados más recientes indican que la huella ecológica (HE) mundial en 2010 fue de 2.7 hectáreas globales (hag; una hectárea global es una unidad común que comprende la productividad promedio de toda el área de tierra y mar biológicamente productiva en el mundo en un determinado año. El uso de una unidad común permite que diferentes tipos de terreno

sean comparados utilizando un denominador común) per cápita, correspondiendo 0.1 hag a la subhuella del mar. En México, en este mismo periodo, la huella fue de 3 hag per cápita, la subhuella mar representó 0.08 hag.

En colaboración con el proyecto The Sea Around Us, Redefining Progress publicó *The Fishprint of Nations* (Talberth *et al.*, 2006), extendiendo el análisis de huella ecológica para cubrir los recursos acuáticos y utilizando series de tiempo de 1950 a 2003, establecieron la HE de la pesca a nivel mundial y de 149 países. Los resultados muestran que la pesca se encuentra a niveles no sostenibles y esto probablemente ha sido desde mediados de 1970, que coincide con la fecha en la que el planeta dejó de ser sustentable bajo el enfoque de la HE. Noventa y un países tuvieron balance ecológico negativo en 2003, siendo Japón, Indonesia, China, Filipinas, Tailandia y Noruega los que tuvieron mayor déficit. México ocupa el lugar 23 con balance ecológico negativo respecto a su biocapacidad, lo que implica una apropiación de superficie productiva mayor a la que se posee.

En su reporte del estado mundial de la pesca y acuicultura 2008 la FAO manifiesta que estas dos actividades tienen una pequeña pero significativa contribución a la emisión de gases de efecto invernadero durante las operaciones de pesca y transporte, procesamiento y almacenamiento del producto capturado (FAO, 2008). Se ha cuantificado la cantidad de dióxido de carbono que se emite a la atmósfera por la industria pesquera. Tyedmers *et al.*, (2005) cuantificaron a escala global la distribución del combustible consumido por la pesca. Integrando datos representativos de más de 250 pesquerías alrededor del mundo con estadísticas pesqueras del año 2000, encontraron que a nivel global, las pesquerías consumen alrededor de 50 millones de litros de combustible durante el proceso de captura de alrededor de 80 millones de toneladas de productos marinos. Esto representa el 1.2% del consumo mundial de petróleo y emite directamente más de 130 millones de toneladas de dióxido de carbono a la atmósfera. Desde una perspectiva de eficiencia, el contenido energético del combustible consumido por las pesquerías mundiales es 12.5 veces mayor que el contenido energético proteico de las capturas.

Seafish (2009) propone algunas estrategias para reducir las emisiones de carbono de la industria pesquera:

- Aumentar la eficiencia de la planta de energía mediante el uso de motores más eficientes.
- Revisar el diseño del casco y hélices para reducir la resistencia y aumentar la eficiencia.

- Reducir la velocidad del barco para mejorar la eficiencia de combustible sin equipo adicional costoso.
- Instalar un medidor electrónico de combustible para ayudar a controlar el consumo de combustible y establecer una velocidad óptima de vapor.
- Retirar el exceso de peso para aligerar el barco y reducir significativamente el consumo de combustible.
- Dar mantenimiento regularmente al casco de los barcos y al motor para reducir la fricción y mejorar el rendimiento del motor.
- Cambiar a técnicas de pesca pasivos, tales como artes fijos o redes de cerco.
- El uso de combustibles alternativos como el gas natural licuado, energía eólica, los biocombustibles y la energía solar. Las emisiones de óxidos de azufre procedentes de biodiésel son al menos un 80% más bajo en azufre que el diésel fósil.

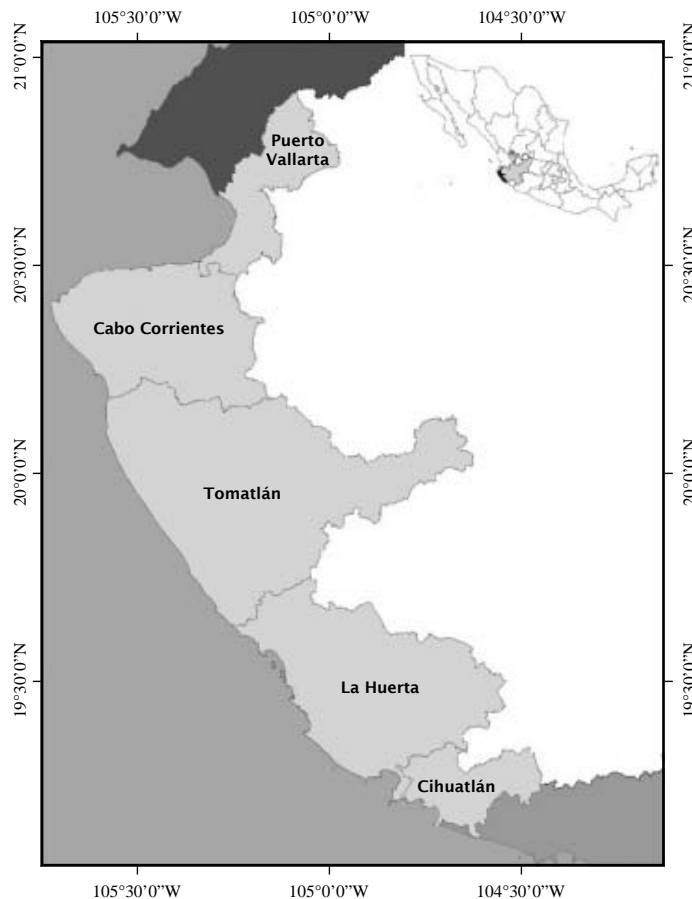
Análisis de la pesca ribereña en la costa de Jalisco

La zona costera de Jalisco se ubica entre 19° 15' y 20° 45' N y de 104° 45' a 105° 30' O, tiene como límite al norte con Nayarit en el río Ameca, al sur con Colima en el río Cihuatlán. Se divide en Costa Norte (Puerto Vallarta, Cabo Corrientes y Tomatlán) y Costa Sur (Autlán de Navarro, Casimiro Castillo, Cihuatlán, Cuautitlán, La Huerta y Purificación). La porción litoral cubre los municipios de Puerto Vallarta, Cabo Corrientes, Tomatlán, La Huerta y Cihuatlán (Figura 5). Tiene una extensión de 350 km y con base en sus características topográficas se puede dividir en tres zonas: 1) Puerto Vallarta a Tehuamixtle, en donde el declive de las montañas forma riscos y acantilados en el mar; 2) del Valle de Tomatlán a Punta Pérula, con playones abiertos en cuyas tierras bajas se alojan albuferas, pequeños estuarios y salinas; 3) de Chamela a la desembocadura del río Cihuatlán, en donde algunas bahías presentan grandes accidentes geográficos (INEGI, 1995).

Composición específica

Se analizaron las estadísticas de desembarco del periodo 2002 a 2010 provenientes de Sagarpa, las capturas sumaron un total de 18,257 t, de

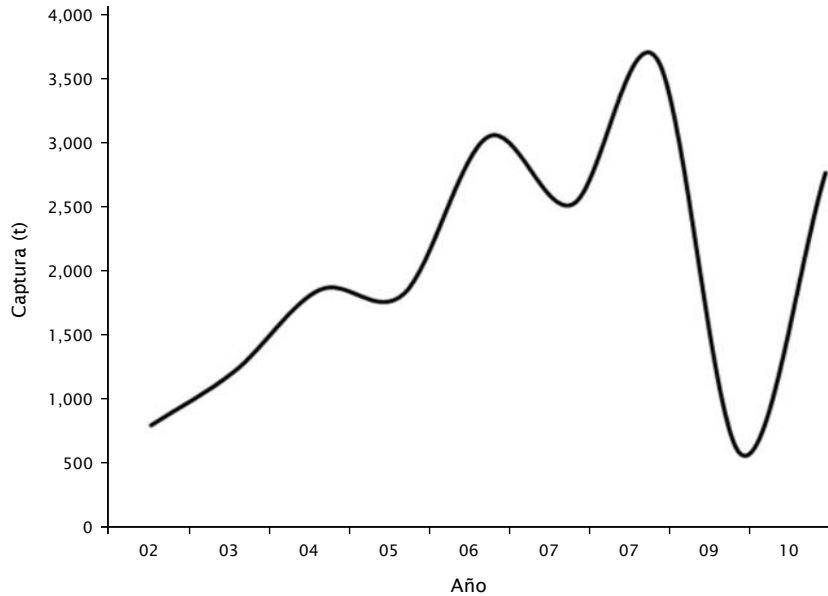
Figura 5. Municipios costeros del estado de Jalisco.



los cuales 1,869 t son recursos sin registro oficial. Estos representan 10.2% de la captura total de este periodo.

Se observan marcadas fluctuaciones, a partir de 2002 hay un incremento sostenido hasta alcanzar los mayores registros en 2008, para posteriormente tener una fuerte disminución en 2009 (Figura 6). En los avisos de arribo se registran las capturas de 73 recursos. 94% de los recursos registrados pertenece a peces, 4% a crustáceos y 2% a moluscos. Los recursos que significaron las mayores capturas son los peces de las familias Lutjanidae, Carangidae, Escombridae, Hemulidae, Gerreidae y el pulpo, que en conjunto representan 78% de la captura total durante el periodo analizado.

Figura 6. Tendencias de captura en la costa de Jalisco en el periodo 2002-2010.



En los muestreos realizados en las cooperativas pesqueras se registraron 16,953 organismos representados por equinodermos, moluscos, crustáceos y peces, los cuales representaron 1%, 4%, 6% y 89% respectivamente. Se identificaron 141 especies, pertenecientes a 96 géneros y 52 familias. La especie más abundante es el pargo lunarejo *Lutjanus guttaeus* (12.4%), seguida del guachinango *Lutjanus peru* (9.7%) y el jurel toro *Caranx caninus* (4.2%).

Huella ecológica corporativa

Se calculó la huella ecológica corporativa (HEC) y la huella del carbono de las SPCP Pescadores del Rosita (Puerto Vallarta), La Cruz de Loreto (Tomatlán), Ejidal La Fortuna (La Huerta) y Puerto Viejo (Cihuatlán). Las características de cada una de las cooperativas se describen en el Cuadro 3. Se accedió a los documentos contables de las cooperativas pesqueras seleccionadas, posteriormente se dividieron en categorías de consumo (Cuadro 4) para llenar la Matriz de Consumo-Superficies del Método Compuestos de las Cuentas Contables (Cuadro 5).

Cuadro 3. Características de las Sociedades Cooperativas de Producción Pesquera analizadas en la costa de Jalisco, los datos corresponden al 2010 y 2012.

| Característica | Pescadores del Rosita | Cruz de Loreto | Ejidal La Fortuna | Puerto Viejo |
|--------------------------|-----------------------|------------------------|---------------------------------|-------------------------|
| Número de socios | 7 | 62 | 22 | 22 |
| Número de embarcaciones | 4 | 32 | 17 | 23 |
| Número de artes de pesca | 20 | 186 | 200 | 214 |
| Recursos | escama, pulpo | escama, jaiba, camarón | escama, pulpo, ostión, langosta | escama, pulpo, langosta |
| Captura (t) | 35.5 | 91.65 | 110.4 | 182.5 |
| Ingreso anual (\$) | 773,355.0 | 3'773,872.0 | 4'968,180.0 | 8'121,500.0 |

Los Cuadros 6 a 9 muestran los resultados obtenidos de HE en hectáreas y HC en emisiones de CO₂ por la actividad pesquera de las cooperativas pesqueras. La mayor huella la tiene la cooperativa del municipio de Cihuatlán (HE 282.7 hag, HC 779.5 tCO₂) mientras que la menor huella es de la que se localiza en el municipio de Puerto Vallarta (HE 84.1 hag, HC 231.7 tCO₂). El consumo de combustibles representa la mayor proporción de la huella y la menor varía entre cooperativas, en Puerto Vallarta la menor huella es con respecto al consumo de recursos agrícolas y pesqueros (huella nula), en Tomatlán por el consumo de agua debido a que consumen una pequeña cantidad de agua para uso sanitario y lavado y no utilizan agua para uso alimentario; mientras que en La Huerta y Cihuatlán es con respecto al consumo de recursos forestales (huellas nulas) por el no consumo de artículos de esta categoría.

Es interesante relacionar la huella con la mercancía vendida, pues la diferencia de huella en términos absolutos puede ser debida a la dimensión de las empresas estudiadas. La relación de la huella con la producción de la empresa, además de proporcionar información útil para los gestores y consumidores, nos permite contextualizar el indicador en relación al tamaño de la empresa. Para esto se propone un indicador de ecoeficiencia, el primero resulta de la relación entre la captura total (t) y la HC neta.

En este caso, la cooperativa del municipio de Tomatlán tiene el primer lugar con 0.36 Gha y 0.71 toneladas de CO₂ por tonelada de productos capturados, la cooperativa del municipio de Puerto Vallarta sigue estando en el último lugar, pues tiene indicador de ecoeficiencia de 0.14 Gha y 0.19 toneladas de CO₂ por tonelada de captura.

Cuadro 4. Gasto por categoría de consumo.

| SCPP | Categorías de consumo (\$) | | | | | | | |
|----------------|----------------------------|-----------------------|---------------------------|------------|--------------------------------|---------------------|------------|--|
| | Emissiones directas | Emissiones indirectas | Materiales (no orgánicos) | Servicios | Recursos agrícolas y pesqueros | Recursos forestales | Agua | |
| El Rosita | 248,275.86 | 31,472.33 | 32,672.41 | 144,294.83 | 0.00 | 2,586.21 | 1,034.48 | |
| Cruz de Loreto | 102,400.00 | 6,981.30 | 35,597.50 | 111,765.10 | 74,287.90 | 3,209.00 | 2,380.00 | |
| La Fortuna | 1'313,882.59 | 75,862.07 | 10,310.34 | 85,787.76 | 0.00 | 0.00 | 195,327.59 | |
| Puerto Viejo | 1'415,172.41 | 165,517.24 | 135,000.00 | 410,862.00 | 2,068.97 | 0.00 | 285,086.21 | |

Cuadro 5. Características de las Sociedades Cooperativas de Producción Pesquera analizadas en la costa de Jalisco, 2010 y 2012.

| Categoría de producto | Consumo anual | | Productividad | | Huella por tipo de ecosistema | | |
|-------------------------|-------------------|-----------|---------------|------------|-------------------------------|----------------|------------------------|
| | Unidad de consumo | Ton s/IVA | Gj | Energética | Energía fósil cultivable | Pastos Bosques | Terreno Mar construido |
| Emissiones directas | | | | | | | |
| Emissiones indirectas | | | | | | | |
| Materiales no orgánicos | | | | | | | |
| Servicios | | | | | | | |
| Recursos agric. y pesq. | | | | | | | |
| Recursos forestales | | | | | | | |
| Agua | | | | | | | |
| Uso de suelo | | | | | | | |
| Residuos | | | | | | | |

Si las cooperativas tuvieran que cotizar al mercado de carbono esas emisiones costarían (con base en \$360/t) un aproximado de \$83,470 (Puerto Vallarta), \$163,212 (Tomatlán), \$187,895 (La Huerta) y \$280,607 (Cihuatlán) que la cooperativa debiera sufragar o invertir para abatir su impacto.

Cuadro 6. Distribución de la HE y HC por tipo de ecosistema de la SCPP pescadores de El Rosita.

| Tipo de superficie | Hag | tCO ₂ |
|------------------------------|----------|------------------|
| Bosques para CO ₂ | 161.64 | 446.02 |
| Superficie cultivable | 0.23 | 0.17 |
| Pastos | 0.000001 | 0.000002 |
| Bosques | 2.62 | 7.22 |
| Superficie construida | 0.17 | 0.12 |
| Mar | 15.85 | 9.22 |
| HE neta | 180.51 | 462.76 |
| Contrahuella | 16.08 | 9.39 |
| HE bruta | 164.43 | 453.37 |

Cuadro 7. Distribución de la HE y HC por tipo de ecosistema de la SCPP Cruz de Loreto.

| Tipo de superficie | Hag | tCO ₂ |
|------------------------------|----------|------------------|
| Bosques para CO ₂ | 83.5 | 230.4 |
| Superficie cultivable | 0.0 | 0.0 |
| Pastos | 0.000002 | 0.000003 |
| Bosques | 0.4 | 1.1 |
| Superficie construida | 0.1 | 0.1 |
| Mar | 44.2 | 25.7 |
| HE neta | 128.2 | 257.4 |
| Contrahuella | 44.2 | 25.7 |
| HE bruta | 84.1 | 231.7 |

Cuadro 8. Distribución de la HE y HC por tipo de ecosistema de la SCPP Ejidal La Fortuna.

| Tipo de superficie | Hag | tCO ₂ |
|------------------------------|----------|------------------|
| Bosques para CO ₂ | 188.7 | 520.7 |
| Superficie cultivable | 0.0 | 0.0 |
| Pastos | 0.000002 | 0.000003 |
| Bosques | 0.4 | 1.1 |
| Superficie construida | 0.1 | 0.1 |
| Mar | 44.2 | 25.7 |
| HE neta | 233.4 | 547.6 |
| Contrahuella | 44.2 | 25.7 |
| HE bruta | 189.3 | 521.9 |

Cuadro 9. Distribución de la HE y HC por tipo de ecosistema de la SCPP Puerto Viejo.

| Tipo de superficie | Hag | tCO ₂ |
|------------------------------|-------|------------------|
| Bosques para CO ₂ | 280.3 | 773.4 |
| Superficie cultivable | 0.1 | 0.1 |
| Pastos | 0.009 | 0.02 |
| Bosques | 2.1 | 5.9 |
| Superficie construida | 0.1 | 0.1 |
| Mar | 73.2 | 42.6 |
| HE neta | 355.8 | 822.0 |
| Contrahuella | 73.1 | 42.6 |
| HE bruta | 282.7 | 779.5 |

Huella de la pesca (FP)*

Es una aplicación del concepto de huella ecológica que permite medir la extensión espacial de la apropiación humana sobre los ecosistemas marinos. Esta herramienta se usó para medir los impactos ecológicos y la sus-

* En documentos de origen anglosajón donde se ha generado el concepto se le denomina *fishprint*, por lo que se abrevia como FP.

tentabilidad de la producción pesquera y el consumo a distintos niveles, ya sea global, nacional o regional (Talberth *et al.*, 2006).

Utilizando los datos de capturas obtenidos en la Subdelegación de Pesca del estado de Jalisco, se calculó la FP de los recursos capturados por la flota ribereña de la costa de Jalisco según la metodología propuesta por Talberth *et al.* (2006). Para esto se calculó la productividad primaria requerida (PPR; la productividad primaria requerida calcula la cantidad de producción primaria que se necesita para reemplazar la biomasa de los desembarques de pesca extraídos de los ecosistemas marinos) para soportar la pesquería (Pauly y Christensen, 1995) durante el periodo 2002-2009, con base en la siguiente relación:

$$PPR = C \times 10^{nt-1}$$

- C = Volumen de la captura de cada especie, o grupos de especies expresado en toneladas.
- nt = Nivel trófico de la especie o grupo de especies capturadas.

El nivel trófico de los recursos se consideró tomando en cuenta lo propuesto por Galván-Piña (2005), y los que no se encontraron, se tomaron de la base de datos de Fishbase (Froese y Pauly, 2010) para el área del Pacífico central mexicano.

La biocapacidad del área de pesca (BC), se obtuvo relacionando la biocapacidad global, la población mundial y la del área de estudio, a través de la siguiente relación:

$$BC = \frac{BC_g}{POB_g} \times POB_a$$

- BC_g = Biocapacidad global (23.18 billones de hectáreas), que resulta de multiplicar el área de ZEE (13.88 billones de hectáreas) x factor de equivalencia de la ZEE (1.67).
- POB_g = Población mundial.
- POB_a = Población del área de estudio.

La fórmula toma en cuenta el hecho de que la flota pesquera de un país determinado puede capturar en diferentes partes del mundo, algunos países cuentan con convenios internacionales o bilaterales, lo que les permite

hacer capturas en un área mucho más grande que su zona económica exclusiva. Otra ventaja de este enfoque es la implicación de que los países sin litoral no tienen biocapacidad, lo que por defecto resultaría en que su FP sobrepase su biocapacidad.

Finalmente se obtendrá el valor de la huella de la pesca (FP):

$$FP = \frac{CPP}{YFPPg} \times FE$$

- CPP = Toneladas de productividad primaria requerida para las capturas de todos los recursos.
- YFPPg = Factor de rendimiento global. Calculado dividiendo TPP por la biocapacidad global (BCg).
- FE = Factor de equivalencia del área de pesca (0.0332).

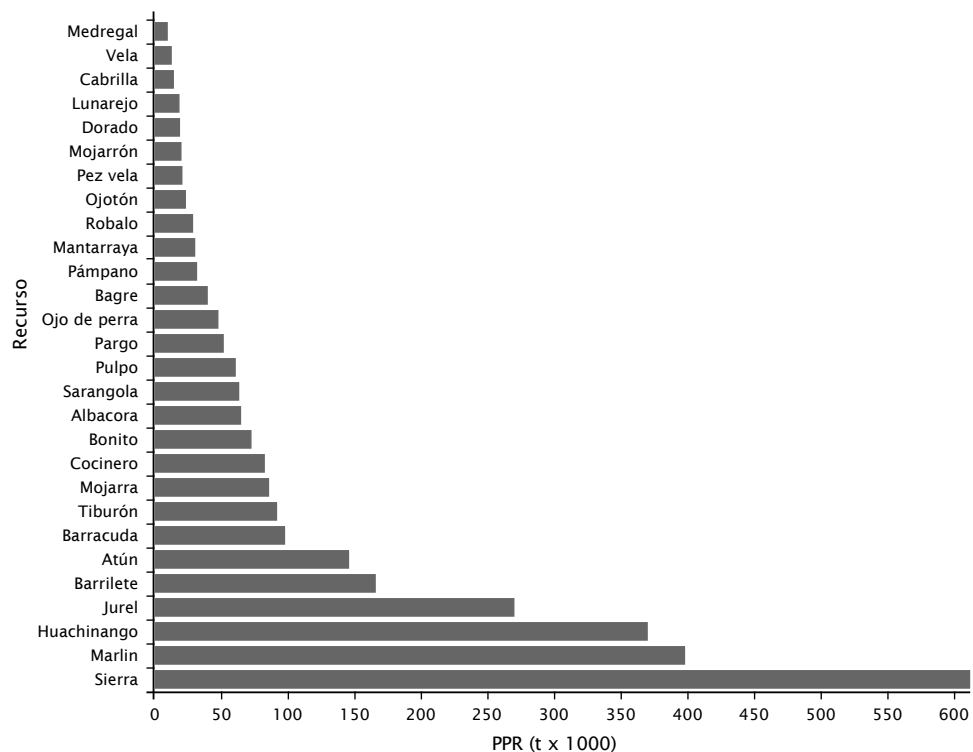
Se aplicó la metodología tomando en cuenta las estadísticas de producción pesquera de la costa de Jalisco para generar un conjunto de resultados de la huella de la pesca regional el cual muestra la PPR, biocapacidad, la huella de la pesca y el balance ecológico para cada año entre el 2002 y 2010.

Los recursos se clasificaron en 37 grupos tróficos cuyos niveles tróficos van desde 2 (pez loro) hasta 4.5 (agujón). La productividad primaria requerida para soportar las capturas fue de 2'567,258.84 t, los recursos que requieren mayor productividad primaria son sierra, huachinango y jurel (Figura 7). El Cuadro 10 presenta los resultados del cálculo de la huella de la pesca por año, así como la biocapacidad del área y el balance ecológico, se muestra que en todos los años analizados, la huella de las capturas ribereñas en la costa de Jalisco no sobrepasa la biocapacidad del área. En el 2010 la huella de las capturas se apropiaban de 1.2% de la biocapacidad del área, en el resto de los años analizados, las capturas estuvieron por debajo del 1% de apropiación.

Calidad de Vida

Se aplicaron 83 encuestas en los cinco municipios de la costa de Jalisco, únicamente a pescadores del sexo masculino, quienes en su mayoría tienen como ocupación únicamente la pesca. Las edades de los pescadores se encuentran entre 16 y 69 años, la mayoría se encuentra en el intervalo

Figura 7. Productividad primaria requerida en las capturas de la costa de Jalisco. Se muestran únicamente los recursos con PPR mayor a 50 toneladas.



Cuadro 10. Huella de las capturas en la costa de Jalisco de 2002 a 2010.

| Año | Capturas (t) | FP (ha _g) | Biocapacidad Jalisco (ha _g) | Balace ecológico (ha _g) |
|------|--------------|-----------------------|---|-------------------------------------|
| 2002 | 789 | 3,078 | 35'872,580 | 35'869,502 |
| 2003 | 1,025 | 3,990 | 35'840,538 | 35'836,548 |
| 2004 | 1,524 | 5,783 | 35'661,473 | 35'655,690 |
| 2005 | 1,478 | 5,792 | 35'541,767 | 35'535,975 |
| 2006 | 2,382 | 9,909 | 35'192,021 | 35'182,112 |
| 2007 | 2,289 | 10,887 | 35'364,783 | 35'353,896 |
| 2008 | 1,970 | 17,451 | 35'232,310 | 35'214,860 |
| 2009 | 546 | 3,082 | 34'969,782 | 34'966,700 |
| 2010 | 2,724 | 419,574 | 34'969,782 | 34'550,207 |

de 35 a 50 años, con estudios de educación primaria sin concluir. En cuanto a su lugar de origen, 76% de los pescadores nació en la misma comunidad en la que trabaja, 81% vive en casa propia.

El salario que perciben mensualmente va desde \$800 a más de \$6,500, siendo en más casos de entre \$3,196 y \$6,392. Un bajo porcentaje de pescadores tiene ingresos mayores a \$6,500 mensuales. El 65% de los pescadores encuestados dijo tener servicio de seguridad social pero no por parte de la cooperativa, sino como el Seguro Popular.

A nivel particular, los pescadores de la SCPP localizada en Puerto Vallarta tienen entre 21 y 65 años, todos nacidos en la comunidad. El 75% combina su trabajo como pescador con otra actividad del sector secundario. En esta comunidad los pescadores han alcanzado un alto grado de escolaridad, 50% concluyó el bachillerato. El 75% de los encuestados vive en pareja, casados o en unión libre y con al menos un hijo, la mayoría (75%) vive en casa propia y tienen seguridad social. El ingreso mensual de los pescadores en esta comunidad está entre \$2,000 y \$10,000.

En la comunidad de El Chimo, los pescadores tienen entre 21 y 70 años, alrededor de 90% nació en la comunidad. Aunque algunos se dedican únicamente a la pesca, otros se emplean en la pesca y agricultura (64%). La mayoría tiene nivel escolar de primaria pero sin concluir. Todos viven en pareja, únicamente 18% no tiene hijos y 90% tiene casa propia. 41% de los encuestados no cuentan con seguridad social. El ingreso mensual de los pescadores en esta comunidad está entre \$1,000 y \$6,000.

Los encuestados en la SCPP de la Cruz de Loreto tienen entre 21 y 70 años, alrededor de 76% nació en la comunidad y algunos llegaron de otros estados del país para vivir en la Cruz de Loreto. En esta comunidad los pescadores tienen más diversificadas sus actividades laborales, algunos se dedican únicamente a la pesca (45%), pesca y agricultura (31%), pesca y otra actividad del sector secundario y pesca y otra actividad del sector terciario, aunque en todos los casos su principal ocupación es la pesca. Alrededor del 50% de los pescadores tienen únicamente educación primaria sin concluir. 94% viven en unión libre, 92% tienen por lo menos un hijo, la mayoría vive en casa propia (86%). 27% no cuenta con seguridad social. El ingreso mensual de los pescadores en esta comunidad está entre \$800 y \$8,000.

En Punta Pérula los pescadores tienen entre 16 y 65 años, es en esta comunidad donde se encontró al pescador de menor edad. Su lugar de origen es la misma comunidad (72%), algunos otros llegaron de otra comu-

nidad del estado (14%), así como de otro estado de país (14%). La mayoría tiene como ocupación únicamente la pesca (71%) y el resto combina esta actividad con otras del sector terciario como el turismo. Su nivel de educación es de primaria sin concluir (50%), el resto estudió la secundaria y preparatoria. Los pescadores más jóvenes son solteros, 73% casados y la mayoría vive en casa propia (86%). Alrededor del 50% no cuenta con servicio de seguridad social. El ingreso mensual de los pescadores está entre \$1,000 y \$7,000.

En Barra de Navidad los pescadores tienen entre 21 y 70 años, quienes nacieron en la comunidad (58%), en otra comunidad del estado (25%) y en otro estado del país (17%). 92% de los encuestados tienen dedicación exclusiva a la pesca y el resto la combina con otra actividad del sector terciario. La mayoría tiene estudios de primaria (59%), el resto estudios de secundaria y preparatoria (33% y 8% respectivamente), 67% son casados, 92% con hijos. Todos viven en casa propia. El ingreso mensual de los pescadores en esta comunidad está entre \$1,000 y \$10,000.

Los mayores ingresos en las SCPP corresponden a pescadores que tienen alguna actividad administrativa en las cooperativas.

En general el análisis mostró promedio de calidad de vida +5 para los pescadores de la costa de Jalisco. El indicador que obtuvo mayor puntuación es la familia (+10), fue el más importante y con el que están más satisfechos los pescadores en todas las localidades. Otro aspecto que consideran importante y con el que están más satisfechos son la salud y el aire con puntajes +5 y +10 entre cooperativas y general +7 (Cuadro 11).

En contraste, el indicador con menor puntuación fue el ruido (+1), indicando que ese aspecto no es relevante para ellos. En Punta Pérula tuvo puntuación neutral, mientras que en Puerto Vallarta fue +8, es decir, los pescadores consideran importante y están satisfechos con este aspecto en su comunidad.

La SCPP que obtuvo mayor puntuación de calidad de vida fue la que se encuentra en la comunidad de Puerto Vallarta (+6), mientras que la tuvo el valor más bajo fue la de La Cruz de Loreto (3.5). Todas las cooperativas tuvieron puntajes mayores que +1.5, indicando que los pescadores perciben su calidad de vida como Muy Aceptable (Cruz de Loreto y Punta Pérula) y Excelente (Puerto Vallarta, El Chimo y Barra de Navidad) (Figura 8).

El análisis general de la perspectiva de calidad de vida de los pescadores muestra que los pescadores la percibían mejor en el pasado y que el futuro no será mejor que el presente (Figura 9).

Cuadro 11. Promedio de indicadores de calidad de vida.

| Indicador | Promedio calidad de vida |
|------------------------|--------------------------|
| Salud | +7 |
| Costo de Vida | +5 |
| Oportunidad de trabajo | +6 |
| Vivienda | +6 |
| Familia | +10 |
| Amigos | +6 |
| Compras | +3 |
| Transportación | +5 |
| Vacaciones | +3 |
| Agua | +5 |
| Aire | +7 |
| Ruido | +1 |
| Atmósfera | +4 |
| Nivel escolar | +3 |

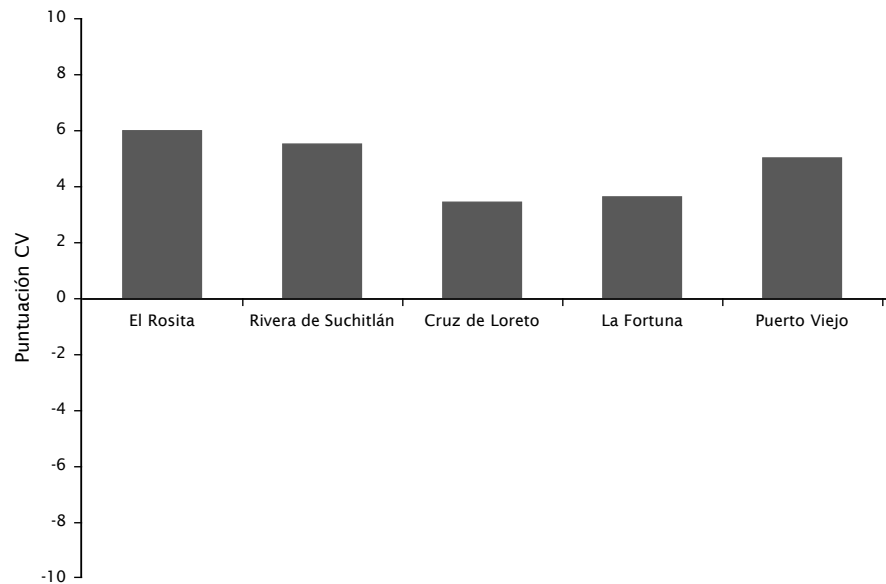
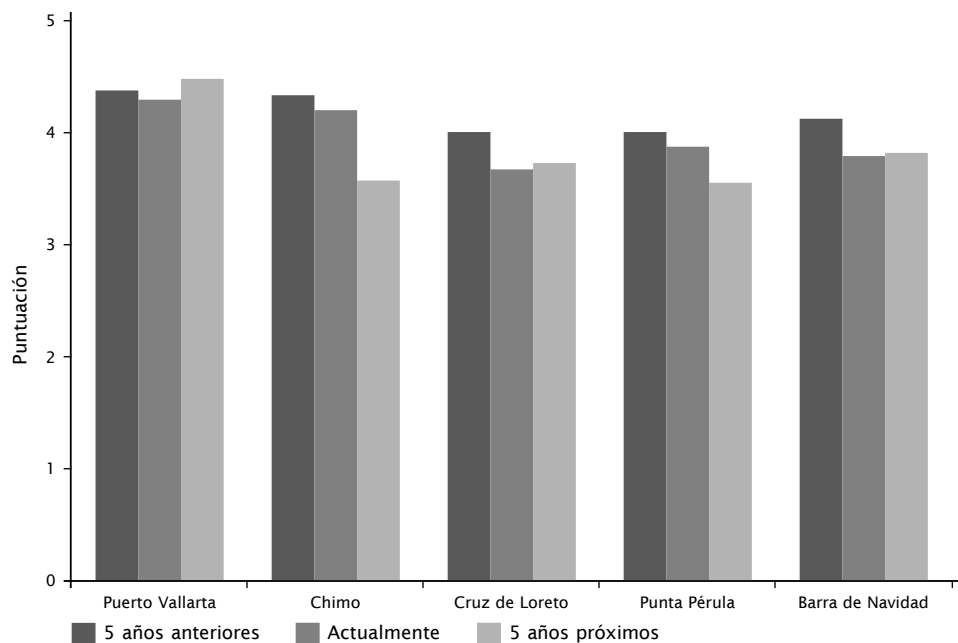
Figura 8. Promedio de calidad de vida de las cooperativas pesqueras encuestadas.

Figura 9. Perspectiva de calidad de vida de los pescadores de la costa de Jalisco.



Referencias

- Agüero, M., «La pesca artesanal en América Latina. Una visión panorámica. Contribuciones para el estudio artesanal en América Latina», *JCLARM Conference Proceedings*, 35 (1992), pp. 113 p.
- Ataur-Rahman, A. K., «Country report on socioeconomic issues in coastal fisheries management in Bangladesh. Socioeconomic issues in the management of coastal fisheries, in conjunction with the 24th session of the ipfc Symposium», *FAO Indo Pacific Fisheries Commission*, 8 (1994), pp. 170-175.
- Berkes, F. M., R. Mahon, P. McConney, R. Pollnac y R. S., *Pomery. Managing small-scale fisheries: Alternative, directions and methods*, International Development Research Center. Ottawa, 2001.
- Botello, M. A., R. Villaseñor-Talavera y S. Mezo-Villalobos, *Programa de ordenamiento pesquero ribereño*, Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, México, Mazatlán, 2010.

- Bowyer J., S. Bratkovich, M. Frank, J. Howe, S. Stai y K. Fernholz, *Carbon 101: Understanding the carbon cycle and the forest debate*, Dovetail partners Inc., Minneapolis, 2012.
- Cano-González, J. A., «La actividad pesquera en Colima de 1940 a 2003: las políticas pesqueras y la adaptación de los pescadores», en M. C. Jiménez-Quiroz y E. Espino-Barr (eds.), *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán*, INP, Sagarpa, México, 2006, pp. 591-602.
- Castello, L., J. P. Castello y C. A. Hall, «Problemas en el estudio y manejo de pesquerías tropicales», *Gaceta Ecológica*, 84-85 (2007), pp. 65-73.
- Chirichigno, N., W. Fischer y C. W. Nawen (eds.), *Catálogo de especies marinas de interés económico actual o potencial para América Latina. Parte 2. Pacífico Centro y Suroriental*, FAO, Roma, 1982.
- Coayla-Berroa, R. y P. Rivera-Miranda, *Estudio sobre la seguridad en el mar para la pesca artesanal y en pequeña escala. 2. América Latina y el Caribe*, FAO Circular de Pesca. No. 1024/2, Roma, 2008.
- Conapesca, *Anuario estadístico de acuicultura y pesca*, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México, 2012.
- Cruz-Romero, M., E. Espino-Barr y A. García-Boa. «Aspectos de la pesca ribereña en el estado de Colima», *Aportes de la Universidad de Colima*, 4 (1991), pp. 201-208.
- DOF, Carta Nacional Pesquera, *Diario Oficial de la Federación Lunes 14 de Marzo. México: Poder ejecutivo, Secretaría de desarrollo social. México*, Quinta Sección, (2004), pp. 96.
- FAO, *Indicadores para el desarrollo sostenible de la pesca de captura marina*, FAO No. 8, Roma, 2000.
- , *The state of world fisheries and aquaculture*, FAO Fisheries Department, Roma, 2004.
- , *Proyecto Big Numbers - Algo más que solamente el tamaño del bote*, FAO-The Worldfish Center-World Bank, Roma, 2008.
- , *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2008*, Departamento de Pesca de la FAO, Roma, 2009.
- , *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2010*, Departamento de Pesca de la FAO, Roma, 2010.
- , *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2012*, Departamento de Pesca de la FAO, Roma, 2012.

- Froese, R. y D. Pauly, *FishBase 2010: conceptos, estructura y fuentes de datos*, ICLARM, Manila, 2010.
- Galván-Piña, V., *Impacto de la pesca en la estructura, función y productividad del ecosistema de la Plataforma Continental de las costas de Jalisco y Colima, México*, tesis de doctorado en ciencias marinas, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional, La Paz, 2005.
- González-Becerril, A., E. Espino-Barr, A. Ruiz-Luna y M. Cruz-Romero, «La Pesca Ribereña: Descripción, problemática y alternativas para su manejo», en M. C. Jiménez-Quiroz y E. Espino-Barr (eds.), *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán*, INP, Sagarpa, México, 2006, pp. 611-622.
- Hendrickx, M. E., «Introducción», en W. Fischer, F. Krupp, W. Scheneider, C. Sommer, K. E. Carpenter y V. H. Niem (eds.), *Pacífico Centro Oriental, Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca*, vol. II y III, FAO, Roma, 1995, pp. 1-7.
- INEGI, *Los municipios de Jalisco, Colección: Enciclopedia de los Municipios de México*, INEGI, México, 1995.
- Mahon, R., «Does fisheries science serve the needs of managers of small stocks in developing countries?», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (1997), pp. 2207-2213.
- Munro, J. L. y I. R. Smith, «Management strategies for multispecies complexes in artisanal fisheries», *Proceedings of the 36th annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, (1984), pp. 127-141.
- Neil, L. A., C. Béne, S. J. Hall, E. H. Allison, S. Heck y B. D. Ratner, «Diagnosis and management of small-scale fisheries in developing countries», *Fish and Fisheries*, 8 (3) (2007), pp. 227-240.
- Oliveira, J. A., «Implementing environmental policies in developing countries through decentralization: The case of protected areas in Bahía, Brazil», *World Development*, 30 (10) (2002), pp. 1713-1736.
- Pauly, D. y V. Christensen, «Primary production required to sustain global fisheries», *Nature*, 374 (1995), pp. 255-257.
- , D., *Theory and management of tropical multispecies stock: A review with emphasis on the Southeast Asian demersal fishes*, ICLARM Studies and Reviews 1, Manila, 1979.
- , D., G. Silvestre e I. R. Smith, «On development, fisheries and dynamite, a brief review of tropical fisheries management», *Natural Resource Modeling*, 3 (3) (1989), pp. 307-329.

- Seafish, «Research & Development Fact sheet: Fishing vessel fuel emissions» www.seafish.org (consultado el 28 de septiembre de 2013).
- Semarnap, *Anuario Estadístico de Pesca 2003*, Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Gobierno Federal, México, 2004.
- Stevens, G. C., «The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics», *American Naturalist*, 33 (1989), pp. 240-256.
- Talberth, J., K. Wolowicz, J. Venetoulis, M. Gelobter, P. Boyle, P. y B. Mott, *The Ecological Fishprint of Nations. Measuring Humanity's Impact on Marine Ecosystems*, Redefining Progress, Oakland, 2006.
- Thorpe, A., A. A. Ibarra y C. Reid, *The new economic model and fisheries development in Latin America*, CEMARE Research paper 141, University of Portsmouth, Portsmouth, 1999.
- Thrane, M., F. Ziegler y U. Sonesson, «Eco-labelling of wild-caught seafood products», *Journal of Cleaner Production*, 17 (2009), pp. 416-423.
- Tyedmers, P., «Fisheries and Energy Use», *Encyclopedia of Energy*, 2 (2004) pp. 683-693.
- , P., R. Watson y D. Pauly, «Fueling Global Fishing Fleets», *Ambio*, 34 (8) (2005), pp. 635-638.
- Wackernagel M., L. Onisto, P. Bello, A. Callejas Linares, I. S. López Falfán, J. Méndez García, A. I. Suárez Guerrero y M. G. Suárez Guerrero, «National natural capital accounting with the ecological footprint concept», *Ecological Economics*, 29 (1999), pp. 375-390.
- , M. y J. Silverstein, «Big things first: focusing on the scale imperative with the ecological footprint», *Ecological Economics*, 32 (2000), pp. 391-394.
- , M., «An evaluation of the ecological footprint», *Ecological Economics*, 31 (1999), pp. 317-318.

Implicaciones en la observación de la ballena jorobada

José Luis Cornejo-Ortega
Rosa María Chávez-Dagostino

La ballena jorobada *Megaptera novaeangliae* como otros mamíferos marinos, se sobrexplotó comercialmente hasta casi extinguirse, por lo que se promovieron iniciativas tanto internacionales como nacionales para protegerla. La Comisión Ballenera Internacional (CBI) desde su creación en 1946 como un cuerpo intergubernamental, ha liderado la conservación de las ballenas a través de la regulación de su caza, comercialización e investigación en todo el mundo. Específicamente la ballena jorobada se protege bajo iniciativa mundial desde 1966. Actualmente las poblaciones de ballenas jorobadas de todo el mundo parecen recuperarse, aunque no existe un consenso absoluto cuando se aborda la problemática relacionada con su incremento poblacional, hábitat y vulnerabilidad, por lo cual se considera necesario revalorar los esfuerzos de investigación y conservación en un contexto cambiante. Por ejemplo, aún dentro de la CBI hay diferentes posturas en las que pueden identificarse a dos grupos de países de los 88 miembros: los que están de acuerdo en que la conservación implica restrictivamente a la protección y los países que abogan por la caza controlada como Islandia, Noruega y Japón.

En el Pacífico americano la mayoría de los países son miembros de la CBI, salvo países como Honduras, El Salvador y Canadá. Este último fue miembro pero se retiró después de la votación para imponer la moratoria internacional de 1982, donde la CBI determinó el fin de la caza comercial, debido a que la prohibición era incompatible con las medidas que habían sido implementadas para permitir capturas de las poblaciones a niveles seguros. Canadá aunque no se considera un país ballenero, si practica la caza como forma de subsistencia por lo que constituye un recurso importante para algunas poblaciones aborígenes.

México anunció en el 2002 al cierre de la reunión anual de la CBI, la creación de un «Santuario Ballenero» que estableció la creación de un área de refugio marino en sus aguas jurisdiccionales, con el fin de proteger cerca de 21 especies de cetáceos que se pueden encontrar en aguas mexicanas en una superficie que comprende toda la Zona Económica Exclusiva (ZEE) del país, calculada en cerca de 3'000,000 de km² e incluye parte del océano Pacífico, del Atlántico y el Caribe. Este refugio fomenta el mantenimiento de las condiciones ambientales necesarias para la continuidad de las funciones biológicas de las ballenas tales como: reproducción, nacimiento, crianza, crecimiento, aprendizaje, migración y alimentación, por lo que se considera un logro de la sociedad a través de un centenar de organizaciones ambientalistas, centros de investigación y gobierno federal.

Esto hizo necesario que se desarrollara una nueva legislación que prohíbe la caza y captura de mamíferos marinos en las aguas exclusivas del país. Con estas iniciativas, México se colocó en lugar privilegiado no solo en América sino en el mundo, en cuanto a la conservación y al uso turístico de los cetáceos.

El turismo con base en la observación de ballenas que ya se desarrollaba en distintos puntos del Pacífico americano, que hoy se incluye en el turismo de naturaleza y entre las actividades del segmento de ecoturismo, se hizo especialmente importante en México y tuvo que ser normada bajo la NOM-131-SEMARNAT-2010 (DOF, 2011), que establece lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas, relativas a su protección y la conservación de su hábitat.

Bajo la nueva perspectiva de santuario, representa un recurso importante para las comunidades de las zonas costeras sobre todo de Nayarit, Jalisco, Colima, que se enfocan a la observación de ballena jorobada.

Aunque en el territorio mexicano las ballenas no se han cazado, si eran atrapadas por las redes de deriva (cimbra) que se utilizan en la pesca de tiburón en altamar o en redes agalleras para la pesca ribereña de gran extensión, era entonces frecuente encontrarlas enmalladas en el mar y la franja litoral de Sonora, Nayarit y Baja California Sur. Esto debió remediarse con la aprobación de la norma oficial mexicana NOM-029-PESC-2006 (DOF, 2007) para la pesca responsable de tiburones y rayas que limita el uso de estas redes, su tamaño y localización y promueve artes de pesca más selectivas. Esto significó otro gran logro para su conservación, sin embargo, hay tareas pendientes con la observación y vigilancia de la norma. Además de contar con un territorio decretado como «Santuario Ballenero»,

México elaboró también una norma oficial, la NOM-059-SEMARNAT-2010, que establece la protección ambiental para especies nativas de flora y fauna, las categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio en la lista de especies en riesgo, donde se incluye a la ballena jorobada como sujeta a protección especial (DOF, 2010). Sin embargo, la aplicación del método de evaluación de riesgo (MER), indica que esta debe recategorizarse como amenazada debido fundamentalmente a la combinación de su vulnerabilidad intrínseca, la intensidad de su interacción con los humanos y lo restrictivo de su hábitat. Aunque existe de la biología básica de la ballena jorobada en el mundo y en México, se conoce poco de los efectos que a corto y largo plazos ha tenido y tiene la interacción de estos animales con los humanos y sobre todo en relación al calentamiento de los océanos (Semarnat, 2010).

Si bien, la caza ha sido la principal amenaza para las poblaciones de ballenas, no es la única. Sus hábitos costeros las hacen particularmente vulnerables a los efectos de perturbación antropogénica tales como la contaminación química y acústica, el tráfico de embarcaciones, el turismo, el desarrollo urbano, la pesca, las llamadas «mareas rojas» y las epizootias y el cambio climático.

La actividad turística de observar ballenas que se incluye en el segmento de ecoturismo frecuentemente, se considera una forma de bajo impacto, es decir, poco dañina para el recurso en cuestión. Sin embargo, visto con otro enfoque, las ballenas constituyen un atractivo turístico que puede provocar el desplazamiento de turistas desde distintas partes del mundo lo que implica «consumos». Se ha propuesto que todas las actividades humanas consumen materiales y servicios y tienen una huella característica, mientras más grande mayor el riesgo y está ligado a las emisiones de carbono y a la sustentabilidad. La observación de ballenas también tiene una huella, por lo que también provoca impactos.

La huella ecológica (HE) como concepto y herramienta permite medir el grado de apropiación de la naturaleza por parte del humano a través de superficies de ecosistemas consumidos y «equivale al área biológicamente productiva requerida para producir los recursos utilizados y absorber los residuos generados por dicha actividad» (Wackernagel y Rees, 1996).

Por lo tanto bajo esta perspectiva, la observación de ballenas como una forma de uso responsable de los recursos bióticos, tiene también una huella que implica impactos negativos locales y globales.

Con estos antecedentes, la preocupación ambiental surgida del carácter irreversible de muchos impactos y la afectación sobre la población, ha provocado una reacción social en los proyectos para integrarlos en su entorno.

En el caso de la observación de ballenas, el grado de conocimiento que existe en la actualidad sobre los impactos ambientales más frecuentes y los proyectos que se plantean en relación con el desarrollo del sector, debe ser el punto de partida para procurar la conservación de los recursos naturales. Se trata de una información útil para poder tomar decisiones con respecto a los mismos por ejemplo en inversión en su conservación y mejora, recuperación de entornos degradados, priorización de usos alternativos y excluyentes, y todo tipo de proyectos admisibles (Chávez, 2008).

El objetivo de este capítulo es hacer una descripción de algunos aspectos biológicos, de conservación y uso turístico de la especie *Megaptera novaeangliae*, así como el impacto medido a través del indicador de HE, que provoca su uso turístico.

Características de la ballena jorobada

La ballena jorobada o yubarta, es un cordado mamífero del orden de los cetáceos misticetos (grandes animales barbados) y su nombre en latín *Megaptera novaeangliae* significa «grandes aletas» referida a Nueva Inglaterra, por los avistamientos frecuentes en esa zona. Deben su nombre común a que la aleta dorsal es relativamente pequeña y desplazada a la parte caudal que le da aspecto de joroba, sobre todo cuando se sumerge.

Tiene un cuerpo robusto, que se adelgaza en forma abrupta hacia los extremos. Las hembras adultas tienen una longitud promedio de 15 m y un máximo de 19 m, en tanto los machos adultos miden en promedio de 14 m, con un máximo de 17.5 metros. Estos animales pesan entre 30 y 40 toneladas alcanzando un máximo de 53 (Semarnat, 2010).

Presenta pliegues ventrales característicos que van desde la punta de la mandíbula inferior por el vientre hasta detrás de las aletas pectorales. La forma y el patrón de color en las aletas, sobre todo la caudal, son muy diferentes en cada animal, como huellas dactilares. El descubrimiento de este hecho cambió el curso de la investigación de cetáceos introduciendo la «foto-identificación», por la que los individuos son identificados, catalogados y monitorizados, ha proporcionado una valiosa información acerca

del tamaño de la población, migración, madurez sexual y patrones de comportamiento de la ballena jorobada.

Es una especie cuya población puede disminuir rápidamente cuando se ejerce presión sobre ella, debido a algunas de sus características biológicas: llegan a la madurez sexual entre los 6 y 10 años de edad o cuando los machos alcanzan la longitud de 11.6 m, las hembras dan a luz una sola y suele esperar de 2 a 3 años para tener otra, siendo el periodo de gestación de 12 meses.

¿Dónde viven las jorobadas?

Las ballenas jorobadas son cosmopolitas y su distribución se extiende desde los trópicos hasta el margen de los hielos subpolares. Como otros mysticetos, las ballenas jorobadas tienen un ciclo migratorio anual. Durante el verano se alimentan en altas latitudes en zonas de alta productividad y durante el invierno migran a regiones subtropicales de aguas someras con temperatura superficial cercana a 25 °C cerca de costas continentales, islas y bancos en donde se reproducen, esto es, se aparean y crían a sus recién nacidos durante sus primeros meses de vida. Se considera que las ballenas jorobadas en las tres principales cuencas oceánicas de su distribución constituyen sendas poblaciones, esto es: Pacífico norte, Atlántico norte y océano Austral. Según las conexiones migratorias entre las zonas de distribución invernal (subtropical y tropical) y de verano (subpolar), cada población a su vez se subdivide en stocks, en la terminología de la Comisión Ballenera Internacional, que corresponden a subpoblaciones, esto es, unidades demográficas relativamente aisladas entre las que hay flujo génico. Diversas investigaciones muestran que las ballenas jorobadas son más fieles a sus destinos de alimentación que a los de reproducción. La distribución actual de la especie es en general la original pero algunos estudios sugieren algunos cambios en la distribución de zonas de alimentación posteriores a la etapa de captura comercial del siglo XX.

En el Pacífico norte existe una subpoblación occidental o asiática que se alimenta tan al sur como la isla de Honshu, alrededor de las islas Kuriles, el mar de Okhotsk, la península de Kamchatka, el mar de Chukchi y las islas Aleutianas occidentales. Esta subpoblación se reproduce en las costas al sur de Japón, sur de China y Corea y alrededor de islas como las Ryukyu, Taiwán, las Filipinas orientales, las Marianas y las Marshall. La

subpoblación hawaiana o central se alimenta frente a las costas de Alaska y las islas Aleutianas orientales y se reproduce alrededor de las islas Hawai, especialmente Maui y Hawai. La subpoblación americana u oriental se alimenta frente a las costas de Washington, Oregon y California y se reproduce frente a las costas del sur de Baja California hasta América central. Existe una subpoblación también alrededor de las islas Revillagigedo cuyo destino de verano principal no se ha identificado habiendo unos pocos avistamientos de estos animales desde Vancouver hasta la costa occidental de Alaska. Las ballenas jorobadas pueden verse también regularmente en el golfo de California inclusive durante el verano y en todo el Pacífico mexicano fundamentalmente de octubre a mayo. No se ha documentado la presencia de ballenas jorobadas en aguas mexicanas del golfo de México o mar Caribe.

El primer registro científico de la ballena jorobada en México fue el de Scammon (1874) quien la refiere particularmente en la Bahía de Banderas (Figura 1) y cuyas observaciones le llevaron a inferir el ciclo migratorio anual de esta especie. La distribución invernal de las ballenas jorobadas se asocia a aguas sobre la plataforma continental con temperatura superficial cercana a 25° C. A estos animales se les encuentra durante el invierno en las costas desde el sur de Baja California hasta América central y alrededor de las islas Revillagigedo. En Baja California se encuentran desde la isla Cedros bordeando hacia el sur hasta Loreto del lado oriental de la península. La ocurrencia de jorobadas es mayor en la región de Los Cabos en donde su presencia se ha documentado al menos desde noviembre hasta abril con mayor abundancia en marzo (Semarnat, 2010).

En la costa continental se encuentra a las ballenas jorobadas desde el estado de Sinaloa en México, hasta América central habiendo registros diversos en las costas de Nayarit, Jalisco, Michoacán, Guerrero, Oaxaca y Chiapas. Las jorobadas se agregan particularmente en la región comprendida por la Bahía de Banderas, las islas Mariás y la isla Isabel en donde se les puede observar desde fines de octubre hasta principios de mayo con mayor abundancia durante enero y febrero. En esta zona las jorobadas pueden alimentarse ocasionalmente cuando proliferan bancos de peces como las sardinias. En las islas Revillagigedo se han observado desde noviembre hasta mayo con mayor abundancia en marzo particularmente en las islas Socorro y Clarión. La distribución espacial y temporal de las ballenas jorobadas en la boca del golfo de California sugiere que muchos de estos animales tal vez arriban un poco alejados de la costa de Baja Califor-

nia y abandonan las zonas de invierno pasando por la región de Los Cabos. Se considera que las ballenas de la boca del golfo de California y de las costas de Baja California son una misma agregación. En el golfo de California, se observan prácticamente todo el año frente a las costas de Baja California Sur y particularmente durante el verano en la región de las Grandes Islas. Con frecuencia se encuentran alimentándose en esta zona (Semarnat, 2010).

En la Bahía de Banderas y en la isla Socorro se ha determinado que las hembras con cría se asocian más estrechamente a aguas someras y protegidas mientras que los adultos y juveniles se dispersan mayores distancias pudiendo ocasionalmente encontrarse en zonas oceánicas. Se ha registrado que la distribución espacial y temporal de las ballenas jorobadas en el Pacífico de México varía en función de los efectos del ciclo El Niño/La Niña sobre la temperatura superficial del agua. Además, ocurren cambios menores de distribución en un mismo invierno que derivan de los efectos de competencia sexual sobre movimientos de dispersión (Semarnat, 2010).

Estos animales pueden buscar su alimento en profundidades de hasta 200 m y durante la fase de alimentación pueden hallarse en aguas con temperatura superficial de 2 a 21 °C. Debido a que la productividad del mar es variable en tiempo y espacio, ocurren cambios irregulares a corto plazo en la distribución de verano de las ballenas jorobadas.

Durante el invierno se encuentran en regiones tropicales y subtropicales con latitudes de 0 a 35 °C y temperatura superficial de hasta 28 °C que es considerablemente alta entre los mysticetos. Normalmente, durante el invierno se encuentran en aguas con temperatura 20-25 °C. Particularmente las hembras con crías recién nacidas prefieren aguas someras y tranquilas en sitios como radas y bahías y su preferencia por aguas con temperatura cercana a 25 °C es más marcada que otras clases de sexo y estado reproductivo. La distribución invernal de las ballenas jorobadas es bastante regular pero puede modificarse en los patrones de abundancia como resultado de las variaciones oceanográficas anuales. El fenómeno de El Niño/La Niña tiene un efecto marcado en la distribución invernal de las ballenas jorobadas en la costa americana del Pacífico.

Comúnmente, sus zonas de alimentación en verano tienen clima subpolar con lluvias invernales mientras que sus zonas de alimentación tienen clima tropical o subtropical en los que puede haber lluvia en verano o durante todo el año (Dawbin, 1966; Ladrón de Guevara Porras, 2001; National Marine Fisheries Service, 1991; Winn y Reichley, 1985).

Zonas de refugio

En algunos lugares como las islas Hawai, se han reservado ciertas áreas para uso exclusivo de las ballenas y adonde solamente puede hacerse investigación científica. Otros lugares prístinos que se pueden considerar refugios para las ballenas, son algunas islas del Pacífico lejanas a la costa, protegidas y con visitantes esporádicos. En México el archipiélago de Revillagigedo que se declaró como una Reserva Especial de la Biósfera en 1994 es un ejemplo de estos sitios, donde la agregación de ballenas jorobadas se encuentra casi libre de interacciones con los humanos fuera de las escasas embarcaciones que circulan en el área tales como buques de la Armada de México y barcos pesqueros. Durante la última década parecen ocurrir cada vez con más frecuencia embarcaciones turísticas provenientes fundamentalmente de los Estados Unidos de América para la práctica de pesca deportiva y observación de ballenas. Otros sitios son las islas Galápagos, aunque una parte del archipiélago es frecuentemente visitado, la mayor parte está protegida y lo aprovechan como zona de reproducción. La isla del Coco en Costa Rica puede considerarse otro refugio aunque también existe visitación turística. La Fundación Amigos de la Isla del Coco junto con representantes del gobierno federal de varios países, instituciones de investigación y organizaciones no gubernamentales, lanzaron la iniciativa Galápagos-Coco, que proponen el establecimiento de un corredor marino de conservación y desarrollo sostenible que enlaza espacialmente a los Sitios de Patrimonio Mundial reconocidos por la Unesco, como Galápagos en Ecuador, isla del Coco en Costa Rica y los parques nacionales de Coiba en Panamá, Gorgona y Malpelo en Colombia. Este busca sentar las bases para el manejo participativo y sostenible del corredor y los frágiles ecosistemas que son parte de las rutas migratorias y sitios de reproducción de la ballena azul y la jorobada.

A pesar de la moratoria en la caza comercial de ballenas desde 1986, se enfrentan diversos problemas de conservación de las ballenas jorobadas en el mundo que se atienden en instancia nacionales internacionales con distintos grados de éxito. La declaración del santuario ballenero austral por la CBI, por ejemplo, no ha impedido que las ballenas estén libres de interacciones detrimentales con las actividades humanas. En los Estados Unidos de América y Canadá se tienen problemas más o menos graves que se tratan con una aplicación rigurosa de leyes locales. En los Estados Unidos de América existe un Plan de Recuperación de la Ballena Jorobada que

enlaza la ejecución del plan por el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS por sus siglas en inglés) que es parte de la Administración Oceánica y Atmosférica Nacional (NOAA por sus siglas en inglés). El plan considera la colaboración con México (prioridad 2) para mantener y restaurar el hábitat de la ballena jorobada y para organizar un taller sobre las subpoblaciones de jorobadas en el Pacífico norte central y oriental (prioridad 2). En Canadá existe un plan similar y ambos se revisan periódicamente.

Otro esfuerzo por proveer zonas de refugio es el de la Fundación Yubarta y WWF Colombia (Flores-González *et al.*, 2007), con el apoyo muchas otras organizaciones e instituciones de cinco países (Panamá, Ecuador, Perú, Chile y Colombia) diseñaron una estrategia con el propósito de facilitar y promover la conservación de esta especie de interés común y mejorar la eficacia de las medidas de conservación adoptadas; así como de implementar nuevas medidas que impulsarán la acción coordinada de sus esfuerzos de gestión, investigación, educación y capacitación entre los países que comparten esta especie migratoria.

Múltiples amenazas para las poblaciones de ballenas

Las ballenas jorobadas son asediadas cada vez más por embarcaciones de turistas, generalmente por tiempo breve, especialmente en varias de sus zonas de reproducción cerca de las costas donde hay grandes asentamientos humanos como Hawaii, la costa pacífica mexicana y la colombiana. Algunas zonas de alimentación de estas ballenas, como la costa de Alaska es surcada por grandes cruceros. El ruido causado por embarcaciones en tránsito y diversas actividades industriales y militares en el mundo, particularmente en aguas de los Estados Unidos de América, se considera un factor de perturbación importante para los mamíferos marinos en general y para la ballena jorobada en particular.

Las interacciones con pesquerías, colisiones con barcos, degradación del hábitat y competencia con los humanos por recursos son también efectos considerables que los humanos tienen en las ballenas jorobadas directamente o sobre su hábitat (National Marine Fisheries Service, 1991; Perry *et al.*, 1999).

Debido a su dependencia de aguas productivas para alimentarse y de aguas someras y tibias para la reproducción, el cambio climático se prevé tenga efectos drásticos a largo plazo en los hábitats de alimentación y re-

producción en los cuales se esperan al menos cambios de distribución y estructura filogeográfica (la filogeografía es el análisis espacial de los linajes genéticos, para reconstruir la historia evolutiva de una especie) naturales en la especie. La combinación de este cambio, especialmente lo que es inducido por los humanos, en combinación con la interacción de los humanos y las ballenas jorobadas, puede generar una tendencia difícilmente tratable en la degradación de los hábitats de la ballena jorobada y con ello un problema severo para conservar esta y otras especies marinas (Chittleborough, 1965; Medrano-González *et al.*, 2001).

El cambio climático global tiene un componente antropogénico importante mediado por el efecto de invernadero reconocido por el IPCC (2007) y se le considera en la Organización de las Naciones Unidas como el principal problema ambiental en el mundo. Este puede afectar toda la vida marina a través de efectos en la disponibilidad de presas, en las condiciones de áreas de reproducción y a través de daño físico directo por la luz ultravioleta. Se ha planteado que el calentamiento global puede afectar los procesos ecológicos del océano mediante retroalimentaciones positivas entre cambios físicos y biológicos entre los cuales el sumidero de CO₂ en el océano Austral (el océano Austral o Antártico debido a su superficie y circulación vigorosa se considera uno de los mayores sumideros marinos de carbono de origen antropogénico en el mundo; Ito *et al.*, 2010) es crítico. La dependencia de las ballenas jorobadas de aguas someras y tibias para reproducirse, hace a la especie susceptible al cambio del clima y por ello sus poblaciones parecen haber pasado por ciclos de reducción y expansión asociados a las glaciaciones.

Dada la sensibilidad de la alimentación y la reproducción de las ballenas jorobadas a las variaciones ambientales, la tendencia al calentamiento del clima puede disminuir el tamaño poblacional y el flujo génico transhemisférico a través del Pacífico ecuatorial oriental. Este efecto potencial del cambio climático puede también significar una alteración drástica en la estructura filogeográfica de la especie en la que se aislarían las poblaciones. El cambio climático, por lo tanto, puede tener efectos a corto plazo en la abundancia y distribución de las ballenas jorobadas y a plazo mayor en las potencialidades evolutivas de la especie. En el Pacífico oriental tropical, la dinámica de los procesos de dispersión y fraccionamiento poblacional, que incluyen a la población del Pacífico norte y a la del océano Austral, ocasionados por la combinación del cambio de clima y la interacción con los humanos, son de importancia crucial para la conservación de las ballenas

jorobadas a largo plazo (Chittleborough, 1958, 1965, 1991; Dawbin, 1966; Medrano-González *et al.*, 2001; Straley *et al.*, 1994).

En México las ballenas jorobadas se asocian a zonas costeras del Pacífico, el golfo de California y las islas Revillagigedo. En la costa del Pacífico y en el golfo de California se desarrollan diversas actividades humanas que interactúan con las ballenas como la pesca artesanal e industrial así como un turismo creciente y que en la última década ha intensificado las actividades de observación de la especie. En esta región existen asimismo grandes y numerosos desarrollos urbanos que ocupan hábitats de las jorobadas y casos de colisión con embarcaciones mayores. El golfo de California es la zona en donde las ballenas jorobadas se alimentan regularmente y por tanto es posible que incorporen contaminantes químicos. La incorporación cutánea de contaminantes en otras zonas costeras asimismo es posible. En el golfo de California se estudia el efecto de la actividad pesquera, particularmente de la sardina en las poblaciones de mamíferos marinos que incluyen a un grupo de alimentación de ballenas jorobadas.

Los efectos de la contaminación sobre el mar son más evidentes cerca de la costa en donde las especies tienen un mayor contacto con materiales de desecho y con mareas rojas que pueden ser causadas por la misma degradación del hábitat. El golfo de California es un área que recibe grandes cantidades de contaminantes de diversas fuentes como la industria y la agricultura y en donde han ocurrido mortandades masivas de especies marinas incluyendo cetáceos. En las islas Revillagigedo hay alguna observación turística de ballenas jorobadas por las escasas embarcaciones turísticas provenientes fundamentalmente de los Estados Unidos de América. No se ha determinado el efecto que en la especie pueden tener erupciones submarinas como la ocurrida cerca de la isla Socorro en 1993. Las islas Revillagigedo constituyen uno de los pocos sitios en el mundo que están aún poco perturbados por el hombre y se les puede considerar por tanto un refugio. Aunque se conocen algunos datos sobre las interacciones mencionadas arriba en nuestro país, estas no se han caracterizado debidamente ni se han determinado los efectos de estas en el nivel poblacional (Semarnat, 2010).

La observación de ballenas

La observación de ballenas como actividad turística generó cerca de 1.253 billones de dólares y atrajo a más de 10 millones de turistas en el año 2000

en todo el mundo (Hoyt, 2001). La tasa de crecimiento en la década de 1990 se mantuvo entre 12 y 13% anual (comparado con tasas de entre 3 y 4% del turismo normal) y seguirá siendo positiva en los siguientes años, sin embargo, de acuerdo con Hoyt (2006) y al Barómetro Mundial del Turismo de la Organización Mundial de Turismo (WTO), la tendencia de crecimiento sería con una menor tasa promedio anual del 4%, debido a la desaceleración económica mundial que se experimenta en los últimos años.

Cuando en 1976 se documentó el carácter amigable de la yubarta, se atrajo la atención del mundo y se dio un gran impulso al avistamiento de ballenas, atrayendo la atención de miles de turistas. Desde ese año, los prestadores de servicio de Nueva Inglaterra y la República Dominicana comenzaron a ofrecer el servicio a los turistas, investigadores y científicos con la finalidad de obtener información por el contacto directo que las especies de cetáceos ofrecen. Un acuerdo posterior entre este país y los Estados Unidos, se firmó a fin de asociar sus Santuarios Balleneros y proteger la vida de cerca de 900 ballenas que entre primavera y verano se alimentan en las aguas del Banco Stellwagen en la costa este de los Estados Unidos y las aguas tropicales donde se reproducen en el santuario de Samaná en República Dominicana, hoy un importante enclave turístico.

Este suceso incentivó una expansión de la actividad turística hacia otras partes de América, y en México especialmente, influidos por el desarrollo que ya había alcanzado la actividad en Baja California, en los estados costeros de Nayarit y Jalisco en el océano Pacífico de México.

Estas ballenas son de las más activas y acrobáticas, capaces de impulsarse y sacar su cuerpo por completo del agua o nadar de espaldas con ambas aletas en el aire. También es común verlas propinando fuertes golpes en el agua con su aleta caudal o acostada dorsolateralmente golpeando el agua con alguna de las aletas pectorales. Estos comportamientos son importantes en la comunicación entre las distintas ballenas jorobadas y se relacionan también con el cortejo y apareamiento. Este comportamiento las hace muy atractivas para ser observadas por visitantes, aunque son escurridizas y prefieren alejarse de la compañía humana a diferencia de la ballena gris (*Eschrichtius robustus*), que es curiosa por naturaleza.

Uno de los comportamientos más interesantes de las ballenas jorobadas es su «canto». Los científicos han descubierto que reproducen largas y complejas canciones que difieren entre las distintas poblaciones distribuidas por los océanos. Estas canciones duran entre 10 y 20 minutos y se

repiten continuamente durante horas. Aunque las hembras también producen sonidos, estas melodías solo son interpretadas por los machos y se cree que puede ser una parte de la conducta de apareamiento.

Algunos prestadores de servicios turísticos poseen hidrófonos para escuchar el canto de las ballenas a bordo de las embarcaciones y a veces realizan actividades de buceo en zonas reproductivas donde también es posible advertirlo.

Las ballenas jorobadas en sus zonas de verano e invierno de todo el mundo interactúan con los humanos en diferentes formas e intensidades y es particularmente notable el incremento de las actividades turísticas en zonas de reproducción.

En México el detonante inmediato del aprovechamiento no extractivo de mamíferos marinos [la observación de ballenas es la actividad mediante la cual se avistan cetáceos en un lugar de acceso abierto, esto incluye la actividad humana en todas las plataformas (embarcaciones, aviones, vía terrestre), así como el nado o alimentación con y estos seres] (CBI, 2004), tiene que ver con el hecho de que son pocos los países que cuentan con un número tan alto de especies de cetáceos en sus mares. Se calcula que la diversidad de mamíferos marinos en la península de Baja California en México, es más amplia que la que existe en ambas costas de Estados Unidos, por ello este país se ha constituido como uno de los lugares favoritos del planeta para la observación de ballenas.

Los antecedentes directos de la observación turística de ballenas en México se remontan a la década de 1940 cuando algunas personas monitoreaban la migración de la ballena gris desde las costas de la península de Baja California, pero solo desde sus costas. A partir de esas experiencias, en la década de 1950 algunas empresas estadounidenses iniciaron la observación turística de ballenas y en 1955 se llevó a cabo en San Diego la primera operación comercial utilizando embarcaciones para la observación de cetáceos con la finalidad de observar a las ballenas grises durante la migración (Semarnat-INE, 2006).

Para 1972, la actividad tenía tal popularidad en los Estados Unidos que se organizó la primera expedición con fines turísticos desde el estado de Washington hacia las lagunas que conforman el hábitat de las ballenas en Baja California Sur, con el fin de tener contacto cercano con la especie (Hoyt, 2001).

En las décadas de 1970 y 1980, al comienzo de la actividad turística de observación de ballenas, el país recibía un porcentaje muy bajo de las divi-

sas generadas por esta actividad, pues los viajes se ofrecían en las ciudades de partida como San Diego, California e incluían todos los servicios (viaje, hospedaje, alimentos, etc.). El resultado, las economías locales no se beneficiaban apreciablemente de la actividad, pues no había recurso monetario que circulara en ellas. Hoyt (2001), documentó que para 1980, gracias a regulaciones nacionales que obligaban el uso de embarcaciones locales para observar ballenas, más pobladores de las zonas aledañas pudieron percibir ingresos. A mitad de la década de 1990 más operadores mexicanos se involucraron en esta industria y la infraestructura en las zonas para la observación de ballenas ya pudo mantener una oferta estable.

El mercado creció rápidamente a partir de la década de 1990 y las tendencias actuales parecen ser las mismas (Sánchez-Pacheco, 1997). La derrama económica (ingresos directos y totales) ha crecido sustancialmente en los ámbitos nacional e internacional. Estos ingresos representan el alto valor de uso directo no extractivo dado a los cetáceos en las localidades como San Ignacio, BCS y Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit. En 1998 la derrama económica directa se colocó por encima de los cuarenta millones de dólares a nivel nacional, y la tasa de crecimiento de este sector es superior siete veces al turismo convencional. Bajo este esquema, México reconoció a los cetáceos como componentes ecoturísticos importantes y durante el año Internacional del Ecoturismo en el 2002, utilizó esta experiencia para lanzar una estrategia más amplia a nivel nacional en materia de ecoturismo, que incluía apoyo a comunidades locales con infraestructura, capacitación y difusión de productos, edición de materiales, sobre todo en zonas asociadas a áreas naturales protegidas.

México inició sus esfuerzos de conservación con su adhesión a la Convención de Ginebra en 1933 y a la Convención Ballenera Internacional en 1949; en 1988 se emitió la declaratoria de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, en Baja California, que incluye los complejos lagunares Ojo de Liebre y San Ignacio, mismos que en 1993 fueron reconocidos por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) como patrimonio de la humanidad, además de ser considerados como idóneos para la conservación de los cetáceos (Anónimo, 2001). Debido a esto, la Semarnat, en ese entonces Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnap) elaboró en 1996 la Norma Oficial Mexicana Emergente NOM-EM-074-ECOL-1996, que reguló las prácticas de observación en torno a la ballena gris y su hábitat en Baja California Sur y estableció restricciones encaminadas a su protección y conservación (Ávila y Alvarado, 1998).

El crecimiento de este mercado obligó a fortalecer este marco normativo, por lo que el 10 de enero de 2000 se publicó en el Diario Oficial de la Federación la Norma Oficial Mexicana NOM-131-ECOL-1998 que es de carácter permanente y de observancia obligatoria, en la cual se establecen los lineamientos a los cuales debían sujetarse los prestadores de servicios, con el objetivo de conservar y proteger el hábitat de las ballenas y sus ciclos biológicos. Adicionalmente, regula las actividades de observación de ballenas, las cuales tienen razones científicas, educativas y publicitarias. Esta norma ha sido revisada en varias ocasiones de acuerdo con la experiencia adquirida, hoy la NOM-131-SEMARNAT-2010 (DOF, 2011) es la que regula esta actividad.

Este crecimiento económico es un reflejo de la cantidad cada vez mayor de embarcaciones y de viajes que se realizan, trayendo consigo algunos problemas de manejo, lo cual ha llevado a analizar los aspectos socioeconómicos, legales y educativos de la actividad, así como de la existencia de algún tipo de efecto negativo para las poblaciones de ballenas y su hábitat en general (Guerrero y Urbán, 2006). Aunque Beets (2006) consideró que el avistamiento de ballenas en la Bahía de Banderas era una actividad sustentable, todavía existen tareas pendientes.

Si bien, es cierto que la observación de ballenas en general se ha convertido en una actividad cada vez más responsable, existen normas que la protegen y se capacita a los actores relacionados con la prestación del servicio, hace falta capacidad de vigilancia y aplicación de las normas. El acoso a las ballenas y sus crías es frecuente por parte de las embarcaciones, el ruido provocado por motores y la aglomeración y tráfico de embarcaciones ha producido accidentes, sobre todo con crías.

El impacto global de la observación de ballenas: Huella Ecológica

Una nueva conciencia ambiental está surgiendo en muchos países occidentales, y los signos de alerta ambiental son actualmente estudiados ampliamente. Ejemplos de transgresión de los límites físicos del planeta se resumen en la excesiva apropiación humana de la biomasa, la aceleración del cambio climático, ampliación de los agujeros de ozono, degradación del suelo y la pérdida de biodiversidad, asociada a la pobreza y la desigualdad (Costanza *et al.*, 1999).

El cambio climático es una cuestión de importancia mundial y tal vez la cuestión definitoria de la era actual. En respuesta, las autoridades y los gobiernos en muchos niveles están tomando medidas para limitar las emisiones de gases de efecto invernadero. Para vivir de manera sostenible, los gobiernos y otras entidades deben desarrollar y aplicar indicadores y formas de reducir las emisiones y asegurar que los recursos naturales y los servicios ambientales no se utilizan más rápido de lo que pueden ser renovados. El estado del planeta es medido cada año por un conjunto de diversos indicadores. Un índice complementario es HE. Desde el año 1998 la humanidad ha estado consumiendo el equivalente a 1.5 planetas para sostener todas las actividades (WWF, 2010), y desde 1961 hasta la actualidad, el mayor componente de la HE ha sido la huella de carbono debido al uso de combustibles fósiles.

La observación de ballenas en general, aunque se considera una actividad turística alternativa de bajo impacto, también tiene un «costo» ecológico que va más allá de los impactos locales de acoso o daño directo por redes o embarcaciones y puede ser evaluado bajo el enfoque de HE. La generación de gases invernadero, especialmente CO₂ por parte de las actividades turísticas, contribuye al calentamiento global y al cambio climático, que a su vez tiene repercusiones en todo el planeta.

La HE representa una importante herramienta para establecer tanto el impacto de las actividades humanas sobre el ecosistema, como las medidas correctoras para paliar dichos impactos. Considera y transforma todos los consumos de materiales y energía a hectáreas de terreno productivo (cultivos, pastos, bosques, mar, suelo construido o absorción de CO₂) proporcionando una idea clara y precisa del impacto de nuestras actividades sobre el ecosistema. Doménech (2007) lo consideró como un indicador «final» agregado que transforma cualquier tipo de unidad de consumo (toneladas, kilovatios, litros, etc.), así como los desechos producidos, en un único número significativo y comparable, que además permite establecer sobre qué tipo de superficie o ecosistema se provoca el impacto sin importar su localización en el planeta.

El concepto se puede aplicar a distintas escalas, entre ellas a los productos y servicios, a fin de distinguir cual es más competitivo en términos ambientales, con base en lo cual pueden diseñarse las «ecoetiquetas» (Carballo, 2010).

La base del cálculo de la HE tiene en cuenta las siguientes premisas:

- En la generación de cualquier producto, independientemente del tipo de tecnología utilizada, hay un flujo de materiales y energía, producidos en última instancia por sistemas ecológicos.
- Los sistemas ecológicos son necesarios para reabsorber los residuos generados durante el proceso de producción y el uso de los productos finales.
- La creación de infraestructura, vivienda, equipamiento y otros, consumen espacio, reduciendo así la superficie de ecosistemas productivos.
- Aunque este indicador integra múltiples impactos, subestima el impacto ambiental real, ya que no quedan contabilizados algunos impactos como la contaminación del suelo y del agua, la erosión, la contaminación atmosférica (a excepción del CO₂), entre otros.
- Se asume que las prácticas en los sectores agrícola, ganadero y forestal es sostenible, esto es, que la productividad del suelo no disminuye con el tiempo.

Para calcular estas superficies, la metodología se basa en dos aspectos básicos:

- Contabilizar el consumo de las diferentes categorías básicas: alimentos, superficie construida, energía, bienes y servicios, en unidades físicas.
- Transformar estos consumos en superficie biológica productiva apropiada a través de índices de productividad.

Los terrenos productivos que se consideran para el cálculo son los que aparecen en el Cuadro 1. Una vez calculados los consumos medios de cada categoría, se transforman a unidades de superficie o área «apropiada». Debido a que no todos los suelos o superficies son igual de productivas, es necesario tomar en cuenta la productividad. Para ello se utilizan valores de productividad:

$$\text{Huella Ecológica} = \text{Consumo} / \text{Productividad}$$

En los últimos años, este indicador ha sido aplicado a las actividades del turismo con la Huella Ecológica Turística (HET), que se utiliza para calcular la capacidad del medio ambiente, sus impactos y sus posibilidades. Permite entender las demandas del turismo sobre los recursos naturales, especialmente las consecuencias globales del viaje (Gössling, 2000; Gössling *et al.*, 2002), donde el transporte en el turismo ha sido uno de los temas centrales.

Cuadro 1. Tipos de terrenos productivos para el cálculo de la Huella Ecológica.

| | |
|--------------------------------------|--|
| Cultivos | Superficies con actividad agrícola y que constituyen la tierra más productiva ecológicamente hablando pues es donde hay una mayor producción neta de biomasa utilizable por las comunidades humanas. |
| Pastos | Espacios utilizados para el pastoreo de ganado, y en general considerablemente menos productiva que la agrícola. |
| Bosques | Superficies forestales ya sean naturales o repobladas, pero siempre que se encuentren en explotación. |
| Mar productivo | Superficies marinas en las que existe una producción biológica mínima para que pueda ser aprovechada por la sociedad humana. |
| Terreno construido | Considera las áreas urbanizadas u ocupadas por infraestructuras |
| Área de absorción de CO ₂ | Superficies de bosque necesarias para la absorción de la emisión de CO ₂ debido al consumo de combustibles fósiles para la producción de energía. |

Algunos estudios intentan revelar cómo los turistas son conscientes sobre temas ambientales como el cambio climático y su voluntad de modificar voluntariamente sus hábitos de transporte para reducir los impactos ambientales (McKerchera *et al.*, 2010). Muchos países han realizado estimaciones de HE, con una variedad de aplicaciones para el turismo. En países como México, sin embargo, existe poca información sobre HET. Chávez-Dagostino (2007) estimó en la Costa Norte del estado de Jalisco en México, y comparó la HE individual de los habitantes rurales y urbanos, incluidos los turistas. Encontró que la HE generada por individuo al año, sobrepasa la capacidad de carga del planeta, por lo que contribuye a la deuda ecológica global.

De acuerdo con Gössling y Hall (2006) y Simmonds e Isaac (2007), la distribución y abundancia de cetáceos y otros mamíferos marinos es probable que disminuya en respuesta al cambio climático global. Algunos informes relacionados con la recuperación de las ballenas, específicamente las ballenas jorobadas en el sur, sin duda muestran algunas mejoras en las cifras de población en la mayor parte del mundo, casi llega a su nivel previo a la explotación (IWC, 2011). Sin embargo, el efecto del cambio climático en la recuperación de las ballenas jorobadas del Pacífico norte no se pueden evaluar correctamente sin una mejor comprensión de las relaciones especies-hábitat (Calambokidis y Barlow, 2004).

El impacto del turismo en el comportamiento de las ballenas ha sido un tema estudiado con frecuencia, sobre todo la búsqueda de formas de reducir los impactos negativos. Esto resulta de gran importancia sobre todo relacionado con las áreas naturales protegidas.

A fin de comprender impactos globales que provoca el avistamiento de ballenas, se calculó el valor local de la HE para el caso de los turistas que arriban a la Bahía de Banderas entre diciembre y marzo que se describe a continuación, así como sus implicaciones con la sustentabilidad.

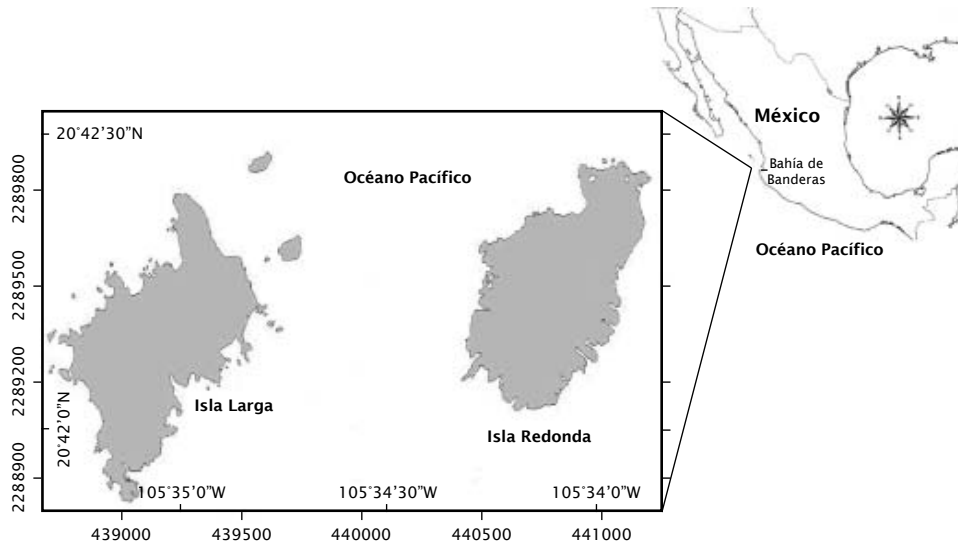
El avistamiento de la ballena jorobada en la Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México, se ha incrementado significativamente. En el periodo 2001-2002, unos 14,000 turistas participaron en observación de ballenas. En la temporada 2006-2007, el número fue de 38,000, y para 2011 se estimó que el número ha aumentado en alrededor del 100% en un periodo de 4 años a 76,000. La expedición de permisos para esta actividad en el 2006 aumentó en un 92% en comparación con el número publicado en 2000 (Chávez y De la Cueva, 2009). Debido a sus hábitos costeros, la ballena jorobada es particularmente vulnerable a las perturbaciones antropogénicas como la contaminación química, el tráfico de barcos, el turismo, el desarrollo urbano, la pesca, el cambio climático, y los agentes de mortalidad natural.

La sostenibilidad de esta actividad en la Bahía de Banderas ha sido evaluada por Chávez-Dagostino *et al.* (2007), quienes determinaron el cumplimiento de la norma Oficial Mexicana 131 (DOF, 2000), teniendo en cuenta la generación de proyectos de protección, la investigación y la cooperación de los operadores turísticos en estas actividades. Llegaron a la conclusión de que la actividad es básicamente sostenible, pero algunos problemas tienen que ser investigados para mejorar la sostenibilidad a largo plazo.

Caso de estudio: Parque Nacional Islas Marietas

Se sitúa en la costa del estado de Nayarit, México, en el municipio de Bahía de Banderas. Fue decretado por el gobierno federal como área natural protegida con la categoría de Parque Nacional, en el 2005, dotándolo con una superficie total de 1,383.95 ha, con cuatro zonas núcleo, con una superficie total de 78.94 ha, las cuales están conformadas por la isla Redonda, isla Larga, dos islotes cercanos a la isla Larga, y una porción mari-

Figura 1. Ubicación de las Islas Marietas en el extremo norte de la Bahía de Banderas en el Pacífico mexicano.



na localizada en el extremo Noreste de cada isla, la superficie restante corresponde al área marina (Figura 1).

Cálculo de la HET de la actividad de observación de ballenas en la Bahía de Banderas

La HET se puede definir como el área de tierra productiva ocupada y la generación de residuos causados por una actividad turística dentro de un contexto geográfico y en un periodo de tiempo específico (Zhang y Yang, 2009).

Los pasos para el cálculo según Yang y Li (2007) y Lu *et al.* (2006) son dividir las partidas de gastos y calcular el consumo per cápita. Por lo general, la totalidad de los gastos de vacaciones de un turista se puede dividir en tres sectores: alimentación, alojamiento, y los viajes. Utilizando los datos promedio, se convierte cada consumo a la cantidad de tierra biológicamente productiva necesaria. Los recursos consumidos por los turistas incluyen productos agrícolas, producto de origen animal, y así sucesivamente. Después se debe transformar cada tipo de superficie de tierra productiva biológica en tierras productivas iguales a través del factor de equilibrio. Finalmente, se suman los consumos y se calcula el promedio per cápita de la HE en hectáreas.

Los diferentes usos de la tierra tienen diferentes factores de equilibrio (Cuadro 1): la agricultura y la tierra de la construcción tienen un factor de 2.8, la energía fósil un factor de 1.1, los pastos un factor de 0.5, y el mar en un factor de 0.2 (Doménech, 2004).

Recopilación de datos:

1. Origen de los turistas y patrones de transporte.
2. Duración de la estancia turística y el consumo de materias primas. Entre enero y mayo de 2011, se distribuyeron 136 cuestionarios en la Administración Portuaria Integral (API), se llevó a cabo análisis de los resultados estadísticos. Los datos básicos, incluyeron: turistas totales, áreas de alojamiento, restaurantes, y el consumo de energía, alguna información se obtuvo en la oficina de turismo de Puerto Vallarta y la oficina de administración del parque.
3. Los datos como el consumo de energía y combustible fósil se pueden encontrar en Cornejo-Ortega *et al.* (2013).

Además, detrás de cada servicio que se consume, también se consume materiales y energía, y sus huellas también deben ser calculadas. Para estimar el gasto energético asociado con un servicio, una parte de la factura total del servicio se asigna al consumo de energía y se convierte proporcionalmente de pesos a los combustibles fósiles.

Los porcentajes correspondientes a la cuenta de la energía han sido estimados a partir de la facturación de estos servicios en el Puerto Autoridad de Gijón (Doménech, 2004). El total HET calculado no incluye compras y generación de residuos, porque los turistas que visitan las Islas Marietas pasan solo 1 día allí, y como no hay ningún lugar para comprar no tienen manera de generar residuos.

Con los datos recabados, se calculó la HET del transporte para las actividades de observación de ballenas en Islas Marietas, con los siguientes resultados:

La gran mayoría de los turistas de avistamiento de ballenas en Islas Marietas en 2011 llegaron de los Estados Unidos (Cuadro 2). La duración de la estancia varía: 65.4% de los visitantes tienen una estancia de 6 a 10 días, el 27.2% menos de 5 días, y 7.4% se quedan más de 11 días. Entre los turistas nacionales, 52.0% llegan a Puerto Vallarta en avión mientras que el 42% utilizan su propio auto, el 97.3% de los turistas extranjeros llegan a Puerto Vallarta en avión, un 1.8% en auto, y el 0.9% en autobús. La distancia promedio de recorrido para los turistas nacionales es 944 km;

Cuadro 2. Origen de los visitantes que realizaron la actividad de avistamiento de ballenas en 2011.

| País | % | País | % |
|----------------|-------|----------|--------|
| Estados Unidos | 55.9% | México | 18.4% |
| Canadá | 22.8% | Francia | 0.7% |
| Alemania | 1.5% | Colombia | 0.7% |
| | | Total | 100.0% |

los turistas extranjeros que llegan a Puerto Vallarta en avión desde las ciudades de origen recorren más de 1,000 kilómetros.

De acuerdo con Doménech (2004), el transporte aéreo merece especial consideración en el cálculo debido a que las emisiones se liberan a 10-12 km, en la parte superior troposfera y en la estratosfera inferior donde tienen un mayor impacto en la capa de ozono. Las emisiones de las aeronaves por tanto, deben ser ponderadas con un factor de equilibrio de 2.5 a 3.0 para incluir su potencial de calentamiento adicional (Penner *et al.*, 1999). Para contabilizar estos efectos, la huella energética del transporte aéreo ha sido ponderado por un factor de 2.7 (Hyer, 2000). La HET del transporte a Puerto Vallarta fue de 44.7 ha. Las calculadoras de emisiones emplean una técnica básica que toma en cuenta la distancia y el factor del nivel de emisiones para calcular las emisiones de CO₂. Ver Gössling *et al.* (2007) para una discusión completa sobre el cálculo de las emisiones, incluyendo una evaluación de calculadoras existentes.

Huella Ecológica de los servicios

El cálculo de HE por servicio se muestra en el Cuadro 3. Doménech (2004) aporta 71 Gj/ha/año como el promedio mundial de la productividad de la energía, así como un contenido energético de 43.75 Gj/tn para combustible líquido.

El cálculo es el siguiente: se estima que el 1.5% del costo total del servicio de hotel corresponde a la energía, el coste medio por noche por habitación en Puerto Vallarta es de 1,282 pesos. Esto fue convertido a litros de combustible fósil líquido a un precio de 9 pesos por litro.

Para llegar a la API, los turistas utilizan el servicio de taxi. Para convertir los gastos efectuados por el uso de taxis a las toneladas de combustible,

se utilizó el porcentaje que corresponde a energía que en este caso es el 30.5% del total del costo del servicio, que fue de 80 pesos por persona en promedio. El costo de la actividad de avistamiento de ballenas es, en promedio, 660 pesos. De acuerdo con el modelo de cálculo para HET (Doménech, 2004), la HET del transporte en taxi y barco para la actividad en las Islas Marietas fue 0.21 ha y 1.71 ha, respectivamente (Cuadro 3).

Cuadro 3. Huella Ecológica promedio por servicio del consumo que realizaron los turistas por día.

| Servicio | Costo del servicio (\$) | % del total de la factura en consumo combustible | Toneladas de combustible | Contenido energético (GJ/t) | Produc. energética (Gj/ha/año) | Factor de equivalencia | Huella (ha) |
|-------------|-------------------------|--|--------------------------|-----------------------------|--------------------------------|------------------------|-------------|
| Taxi | 10,880 | 30.5 | 0.2949 | 43.75 | 71 | 1.138 | 0.2068 |
| Hotel | 174,352 | 1.5 | 0.2324 | 43.75 | 71 | 1.138 | 0.163 |
| Restaurante | 20,400 | 8 | 0.145 | 43.75 | 71 | 1.138 | 0.1017 |
| Barco | 89,760 | 30.5 | 2.4334 | 43.75 | 71 | 1.138 | 1.7064 |
| Avión | 968,400 | 30.5 | 26.2544 | 43.75 | 71 | 2.7 | 44.6802 |
| Total | 1'263,792 | — | 29.3601 | — | — | — | 46.8581 |

HET del alojamiento y restaurantes

El consumo de los residentes locales en Puerto Vallarta fue considerado para el cálculo, por lo que la HE por consumo de alimentos en la observación de ballenas en Islas Marietas es de 0.10 hectáreas.

La HE para el alojamiento toma en cuenta las variaciones de duración de la estancia. Casi el 90% de los turistas se aloja en hoteles de 3 a 5 estrellas en Puerto Vallarta, 2.9% se quedó con la familia y el 2.2% con los amigos, y 3.7% son residentes locales. La gran mayoría de los turistas (85.3%) comen al menos una vez en restaurantes. La HE para el alojamiento fue de 0.16 ha. La HET total de observadores de ballenas en Islas Marietas es de 46.86 ha. Si se multiplica el promedio de 0.34 por 78,000 visitantes anuales, la HET anual de la actividad es de 26,520 ha/año.

Actualmente, la conservación de los ecosistemas se consigue estableciendo áreas protegidas, una de las estrategias más útiles adoptada en todo el mundo. Dado que las actividades económicas son restringidas en

estas áreas en particular, la conservación generalmente se percibe de manera muy positiva aunque ello suponga costos derivados tanto del no uso de áreas (costos de oportunidad) y los costos directos para la gestión y el seguimiento. James, Gaston y Balmford (1999) ponen el costo de oportunidad en 2.8 dólares por hectárea por año en los países en desarrollo.

El promedio per cápita de la HE calculada aquí se ofrece como una herramienta que permite monitorear una actividad en este sentido.

La observación de ballenas en Islas Marietas produce una HE de 46.86 ha, si este número se divide entre el número de turistas entrevistados (136), el resultado es de 0.34 ha por persona. Esto puede ser considerado bajo en comparación con la huella por persona de 1.73 ha calculado para las visitas a las islas Seychelles (Gössling, 2002) y la HE promedio de 1.4 ha por individuo calculado por Lundie, Dwyer y Forsyth (2007) para la actividad turística en Australia.

Este análisis que se presenta, también reveló que el principal impacto ambiental es resultado de los viajes desde y hacia el destino: más de 95% de la huella del consumo de energía se da por el viaje aéreo. En similar investigación, Gössling (2002) encontró que más del 97% de la huella de energía es derivada de los viajes aéreos.

La idea es comparar el área requerida para apoyar un determinado estilo de vida con el área disponible, ofreciendo así un instrumento para evaluar si el consumo es ecológicamente sostenible (Chambers *et al.*, 2000; Wackernagel y Rees, 1996). En el contexto de las Islas Marietas, se puede suponer que la mayoría de otros enfoques para la evaluación de la sostenibilidad, tales como la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), puede haber evaluado positivamente la actividad, pero este enfoque es solamente local. El EIA puede ser visto como un adecuado concepto para la investigación de los cambios ambientales locales, pero no puede evaluar la sostenibilidad desde una perspectiva más amplia (global), porque el turismo parece utilizar extensas zonas de influencia y por ende modificar el medio ambiente mundial (por ejemplo, el calentamiento global) que no se refleja en el concepto de EIA (Gössling *et al.*, 2002).

Al igual que muchas islas tropicales, en el Parque Nacional Islas Marietas, la observación de ballenas tiene una importante dependencia de los ingresos en divisas procedentes de visitantes que llegan vía aérea. Aunque esta actividad contribuye a la deuda ecológica global, la HE en Islas Marietas es baja en comparación con otras actividades turísticas evaluadas utilizando la herramienta de HE en otras partes del mundo.

Las actividades turísticas inevitablemente usan los recursos, instalaciones y servicios, que afectan a la sostenibilidad del turismo en el largo plazo. El HET total de observación de ballenas en Islas Marietas se calculó en 26,520 ha/año, lo que se refiere a la superficie apropiada por la observación de ballenas en la zona, donde el transporte resulta la mayor contribución a la huella. Este número puede orientar la gestión de las islas en cuanto a la modificación del número de visitantes y las emisiones subsiguientes. Por otra parte, como la mayoría de los visitantes son de Norteamérica, las autoridades de gestión de parques debe considerar la promoción de visitas de turistas nacionales a fin de reducir la distancia recorrida por los visitantes y así reducir su impacto en las emisiones de carbono, así como la protección de la biodiversidad. La inclusión de los residentes locales como visitantes reduciría tanto la HE como aumentaría los ingresos para fines de conservación.

Referencias

- Anónimo, «La afable ballena gris, potencial recurso ecoturístico en México», *Revista Teorema Ambiental*, 28 (2001).
- Ávila Foucat, S. y L. Saad Alvarado, «Valuación de la ballena gris (*Eschrichtius robustus*) y ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) en México», *Gaceta Ecológica*, 49 (1998), pp. 22-36.
- Beets, K., *Sustentabilidad de la Observación de Ballenas en la Bahía de Banderas*, tesis de maestría en desarrollo sustentable y turismo, Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, 2006.
- Calambokidis, J. y J. Barlow, «Abundance of blue and humpback whales in the eastern North Pacific estimated by capture-recapture and line-transect methods», *Marine Mammal Science*, 20(1) (2004), pp. 63-85.
- Carballo-Penela, A., *Ecoetiquetado de bienes y servicios para un desarrollo sostenible*, AENOR Ediciones, España, 2010.
- CBI, Comisión Ballenera Internacional, «Observación de Ballenas, guías generales», iwc.int/wwguidelines.htm, 2004 (consultado el 18 de diciembre de 2013).
- Chambers, N., C. Simmons y M. Wackernagel, 2000. *Sharing Nature's Interest. Ecological Footprints as an Indicator of Sustainability*, Earthscan, London, 2000.

- Chávez Ramírez, R., *El mercado de observación de ballenas en el Pacífico mexicano*, tesis de maestría en administración integral del ambiente, El Colegio de la Frontera Norte, Tijuana, 2008.
- Chávez, R. y H. De la Cueva, «Sustentabilidad y regulación de la observación de ballenas en México», *Revista Legislativa de Estudios Sociales y de Opinión Pública*, 2(4) (2009), pp. 231-262.
- Chávez-Dagostino, R. M., *Huella ecológica y desarrollo sustentable: Un enfoque regional en la costa norte de Jalisco*, tesis de doctorado en ciencias para el desarrollo sustentable, Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, 2007.
- , E. Andrade y K. Beets, «La observación de ballenas en la Bahía de Banderas, México. ¿Una actividad turística responsable?», *Turismo, Patrimonio y Desarrollo*, 4 (1) (2007), pp. 9-20.
- Chittleborough, R. G., «Dynamics of two populations of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski)», *Australian Journal of Freshwater and Marine Research*, 16 (1965), pp. 33-128.
- , «The breeding cycle of the female humpback whale, *Megaptera nodosa* (Bonnaterre)», *Australian Journal of Freshwater and Marine Research*, 9 (1958), pp. 1-18.
- Cornejo-Ortega, J. L., R. M. Chávez-Dagostino y B. H. Massam, «Sustainable tourism: whale watching footprint in Bahía de Banderas, México», *Journal of Coastal Research*, en prensa.
- Costanza, R., J. Cumberland, H. Daly, R. Goodland y R. Nordgaard, *Introducción a la Economía Ecológica*, AENOR, Madrid, 1999.
- Dawbin, W. H., «The seasonal migratory cycle of humpback whales», en K. S. Norris (ed.), *Whales, dolphins and porpoises*, University of California Press. Berkeley, California, 1966, pp 145-169.
- DOF (Diario Oficial de la Federación), «Norma Oficial Mexicana NOM-131-SEMARNAT-1998: Lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas, protección y conservación de su hábitat», <http://200.77.231.100/work/normas/noms/2000/131ecol.pdf>. 2000 (consultado el 20 de diciembre de 2013).
- , *Norma oficial mexicana: Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento*, Decreto del 14/02/2007, SEGOB, México, 2007.
- , *Norma oficial mexicana: Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para*

- su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, Decreto del 30/12/2012, SEGOB, México, 2010.
- , *Norma oficial mexicana: Lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas, relativas a su protección y la conservación de su hábitat*, Decreto del 17/10/2011, SEGOB, México, 2011.
- Doménech, J. L., «Huella ecológica portuaria y desarrollo sostenible», *Puertos*, 11 (4) (2004), pp. 26-31.
- , *Huella ecológica y desarrollo sostenible*, AENOR Ediciones, Madrid, 2007.
- Flórez-González, L., I. Cristina Ávila, J. Capella Alzueta, P. Falk, F. Félix, J. Gibbons, H. M. Guzmán, B. Haase, J. C. Herrera, V. Peña, L. Santillán, I. C. Tobón y K. Van Warebeek, *Estrategia para la conservación de la ballena jorobada del Pacífico Sudeste. Lineamientos de un plan de acción regional e iniciativas nacionales*, Fundación Yubarta, Cali, Colombia, 2007.
- Gössling, S., «Sustainable tourism development in developing countries: some aspects of energy use», *Journal of Sustainable Tourism*, 8 (5) (2000), pp. 410-425.
- , C. H. Borgström, O. Hörstmeier y S. Saggel, «Ecological footprint analysis as a tool to assess tourism sustainability», *Ecological Economics*, 43 (2-3) (2002), pp. 199-211.
- y C. M. Hall, «Uncertainties in predicting tourist flows under scenarios of climate change», *Climatic Change*, 79 (3-4) (2006), pp. 163-173.
- , J. Broderick, P. Upham, P. Peeters, W. Strasdas y J. P. Ceron, «Voluntary carbon offsetting schemes for aviation: efficiency and credibility», *Journal of Sustainable Tourism*, 15 (3) (2007), pp. 223-248.
- Guerrero-Ruíz, M, R. J. Urbán y L. Rojas, *Las Ballenas del Golfo de California*, Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México, 2006.
- Hoyt, E., *Whale watching 2001: Worldwide tourism numbers, expenditures and expanding socioeconomic benefits*, International Fund for Animal Welfare, Crowborough, UK, 2001.
- , *Whale Watching and Marine Ecotourism in Russia: An introductory guide for companies, conservation groups and individuals wanting to promote or set up marine ecotours in Russia*, Whale and Dolphin Conservation Society, Far East Russia Orca Project. 2006, Rusia, 2006.
- Hyer, K. G., «Sustainable tourism or sustainable mobility? The Norwegian case», *Journal of Sustainable Tourism*, 8 (2) (2000), pp. 147-160.
- IPCC, *Climate Change 2007*, Synthesis Report, WMO-UNEP, 2007.

- Ito, T., M. Woloszyn y M. Mazloff, «Anthropogenic carbon dioxide transport in the Southern Ocean driven by Ekman flow», *Nature*, 463 (2010), pp. 80-83.
- IWC (International Whaling Commission), «Annual Report 2011», <http://www.iwcoffice.org/cache/downloads/2poira6w2vaco8w008008ks4c/AnnualReport2011.pdf> (Consultado el 15 de septiembre de 2013).
- James, A. N., K. J. Gaston, K.J. y A. Balmford, «Balancing the Earth's accounts», *Nature*, 401 (6751) (1999), pp. 323-324.
- Ladrón de Guevara Porras P., *Distribución temporal y estructura de las agrupaciones de los rorcuales jorobados (Megaptera novaeangliae) en dos áreas de reproducción del Pacífico mexicano*, tesis de maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 2001.
- Lu, F., Y. Qin y L. Xu, «Tourism ecological footprint: a case study of Songshan scenic spot in May 1st Golden Week of 2005», *Human Geography*, 21 (5) (2006), pp. 31-35.
- Lundie, S., L. Dwyer y P. Forsyth, «Environmentaleconomic measures of tourism yield», *Journal of Sustainable Tourism*, 15 (5) (2007), pp. 503-519.
- McKerchera, B., B. Prideaux, C. Cheunga y R. Lawa, «Achieving voluntary reductions in the carbon footprints of tourism and climate change», *Journal of Sustainable Tourism*, 18 (3) (2010), pp. 297-317.
- Medrano-González, L., C. S. Baker, M. R. Robles-Saavedra, J. Murrell, J. Vázquez-Cuevas, B. C. Congdon, J. M. Straley, J. Calambokidis, J. Urbán-Ramírez, L. Flórez-González, C. Olavarría-Barrera, A. Aguayo-Lobo, J. Nolasco-Soto, R. A. Juárez-Salas y K. Villavicencio-Llamosas, «Trans-oceanic population genetic structure of humpback whales in the North and South Pacific», *Memoirs of the Queensland Museum*, 47 (2) (2001), pp. 465-479.
- y J. Urbán Ramírez, *La ballena jorobada (Megaptera novaeangliae) en la Norma Oficial Mexicana 059-ECOL-2000, Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. W024*, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, México, 2002.
- National Marine Fisheries Service, *Final recovery plan for the humpback whale (Megaptera novaeangliae)*, National Oceanic and Atmospheric Administration, USA. Silver Spring, MD, 1991.
- Penner, J. E., D. H. Lister, D. J. Griggs, D. J. Dokken y M. McFarland (eds.), *Aviation and the Global Atmosphere, a special report of IPCC Working Groups I and III*, Cambridge University, Cambridge, 1999.

- Perry S. L., D. P. DeMaster y G. K. Silber, «The great whales: History and status of six species listed as endangered under the U.S. Endangered Species Act of 1973», *Marine Fisheries Review*, 61(1) (1999), pp. 1-74.
- Sánchez-Pacheco, J. A., *Descripción y evaluación de las actividades turísticas de observación de ballena gris en las Lagunas Ojo de Liebre y San Ignacio*, Resumen presentado a la XXII Reunión Internacional para el Estudio de Mamíferos Marinos, Nuevo Vallarta, Nayarit, México, 1997.
- Scammon, C. M., *The marine mammals of the North-western coast of North America*, Dover Publications, New York, 1968.
- Slade, R. W., «Limited MHC polymorphism in the southern elephant seal: implications for MHC evolution and marine mammal population biology», *Proceedings of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences*, 249 (1992), pp. 163-171.
- Semarnat, *Programa de acción para la conservación de especies: ballena jorobada (Megaptera novaeangliae)*, Semarnat, México, 2010.
- Simmonds, M. P. y S. J. Isaac, «The impacts of climate change on marine mammals: early signs of significant problems», *The International Journal of Conservation*, 41(01) (2007), pp. 19-26.
- Straley, J. M., C. M. Gabriele y C. S. Baker, «Annual reproduction by individually identified humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Alaskan waters», *Marine Mammal Science*, 10 (1994), pp. 87-92.
- Wackernagel, M. y W. Rees, *Our Ecological Footprint*, New Society Publishers, Gabriola Island, British Columbia, Canada, 1996.
- Winn, L. K. y N. E. Reichley, «Humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781)», en S. H. Ridgway y R. Harrison (eds.), *Handbook of Marine Mammals. Vol. 3. The sirenians and baleen whales*, Academic Press, London, 1985.
- WWF, *Living Planet Report 2010. Biodiversity, Biocapacity and Development*, http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/. 2010 (consultado el 18 de diciembre de 2013).
- Yang, G. y P. Li, «A discussion on tourist ecological footprint and its theoretical significance», *Tourism Science*, 22 (2) (2007), pp. 54-58.
- Zhang, Y. y G. Yang, «The touristic ecological footprint study of man-made scenic spot: taking Kunming World Horti-Expo Garden as a case», *Journal of Beijing International Studies University*, 31 (1) (2009), pp. 51-58.

CAPÍTULO 9

Siguiendo a las ballenas jorobadas: catálogo de fotoidentificación FIBB

Las ballenas son el barómetro del estado de los océanos. Ellas integran lo que está sucediendo en largos periodos de tiempo y sobre grandes distancias. Nos alertan sobre cosas importantes.

A veces hay que ser un poco sensibles, o algo inteligentes, pero el mensaje está ahí. Si las ballenas tienen problemas, entonces los océanos tienen problemas, y si los océanos tienen problemas entonces nosotros también los tenemos (Steve Katona, 1989).

Astrid Frisch-Jordán

Las ballenas, delfines y marsopas son mamíferos marinos que pertenecen al orden de los cetáceos (del latín *Cetus* que significa ballena que a su vez proviene del griego *Ketos* o monstruo marino). De todos los mamíferos marinos los cetáceos son los más adaptados a la vida acuática tras una transformación que inició hace más de 60 millones de años. La ballena jorobada pertenece al suborden de los Mysticetos o ballenas con barbas, ya que no tienen dientes, en su lugar tienen unas placas de queratina que cuelgan de la mandíbula superior con las cuales filtran su alimento, además tienen dos grandes espiráculos en la parte superior del cráneo. Los Mysticetos se agrupan en cuatro familias que concentran 13 especies (Cuadro 1). Las ballenas jorobadas pertenecen a la familia Balaenopteridae, o rorcuales, al igual que la ballena azul que es el animal más grande del planeta. Los rorcuales se caracterizan por tener un cuerpo más bien alargado y poseer surcos gulares en el vientre, los cuales funcionan como un acordeón que se expande cuando se están alimentando, lo que les permite engullir enormes cantidades de agua en un solo bocado (Figura 1).

La ballena jorobada o yubarta es la cuarta ballena más grande del mundo y es una de las más estudiadas ya que se concentra cerca de la costa tanto en sus zonas de alimentación como de reproducción. A pesar del amplio conocimiento que se tiene sobre esta especie, aún hay mucho por aprender, pero hasta donde sabemos es la ballena de comportamiento social más complejo tanto para alimentarse como para reproducirse. Su morfología también es única ya que porta unas enormes aletas pectorales que llegan a medir hasta un cuarto de su longitud total a lo cual hace referencia su nombre científico: *Megaptera novaeangliae*, *Megaptera*, de la raíz griega *megas* que significa grande, y *pteron* que quiere decir ala o aleta.

Cuadro 1. Especies de Mysticetos presentes en México.

| Familia | Género | Especie | Nombre común | Presente en México |
|-----------------|---------------------|----------------------|--------------------------------------|--------------------|
| Eschrichtiidae | <i>Eschrichtius</i> | <i>robustus</i> | Ballena gris | Si |
| Balaenidae | <i>Eubalaena</i> | <i>glacialis</i> | Ballena franca del Atlántico norte | No |
| Balaenidae | <i>Eubalaena</i> | <i>japonica</i> | Ballena franca del Pacífico norte | Si |
| Balaenidae | <i>Eubalaena</i> | <i>australis</i> | Ballena franca del Sur | No |
| Balaenidae | <i>Balaena</i> | <i>mysticetus</i> | Ballena franca de Groenlandia | No |
| Neobalaenidae | <i>Caperea</i> | <i>marginata</i> | Ballena franca pigmea | No |
| Balaenopteridae | <i>Megaptera</i> | <i>novaeangliae</i> | Ballena jorobada | Si |
| Balaenopteridae | <i>Balaenoptera</i> | <i>acutorostrata</i> | Ballena minke | Si |
| Balaenopteridae | <i>Balaenoptera</i> | <i>bonaerensis</i> | Ballena minke de Antártica | No |
| Balaenopteridae | <i>Balaenoptera</i> | <i>edeni</i> | Ballena de Bryde or rorcual tropical | Si |
| Balaenopteridae | <i>Balaenoptera</i> | <i>borealis</i> | Ballena de sei | Si |
| Balaenopteridae | <i>Balaenoptera</i> | <i>physalus</i> | Ballena de aleta | Si |
| Balaenopteridae | <i>Balaenoptera</i> | <i>musculus</i> | Ballena azul | Si |

Novaeangliae, en referencia a Nueva Inglaterra lugar donde se describieron en un principio. Su nombre común, ballena jorobada, hace referencia a su técnica de buceo, ya que cuando se prepara para bucear arquea su dorso de manera pronunciada y muestra su prominente aleta dorsal, dando la impresión de una gran joroba (Figura 2).

Migraciones en el Pacífico Norte

Podemos encontrar ballenas jorobadas tanto en el océano Pacífico como en el Atlántico, por lo que se considera como una especie cosmopolita. En el hemisferio norte las encontramos desde el Ecuador hasta los 70° de latitud Norte, en las aguas de Alaska, y en el hemisferio sur se encuentran del Ecuador hasta los márgenes de la Antártica. Los ciclos de reproducción de

Figura 1. Surcos gulares de la ballena jorobada que se expanden cuando se alimentan.



Figura 2. Una ballena muestra la aleta pectoral y parte de la aleta caudal y en la otra se observa el dorso arqueado característico en esta especie.



las poblaciones del hemisferio sur y el hemisferio norte se encuentran desplazados temporalmente por seis meses, por lo que las poblaciones no interactúan entre sí. Las poblaciones se encuentran geográfica y reproductivamente aisladas (Rice, 1974). Sin embargo, se tiene documentada a una jorobada del Antártico que cruzó el Ecuador y llegó hasta Colombia, lo que abre la posibilidad de que exista un intercambio ocasional entre las distintas poblaciones.

En el Pacífico Norte las jorobadas se alimentan en el verano en el mar de Bering, el golfo de Alaska, el mar Chuckchi y Okhotsk y hacia el sur hasta las islas Honshu en Japón y Punta Concepción y las islas Farallones en California, USA. En el invierno, durante la época de reproducción, las jorobadas se concentran en tres zonas diferentes, el Pacífico noroccidental (Taiwan, Bonin, Ryukyu y las islas Marianas); el Pacífico central (alrededor de las islas hawaianas, de Kauai a Hawai), y en el Pacífico nororiental que incluye la costa del Pacífico mexicano (Rice, 1974).

Al parecer las ballenas jorobadas que llegan a las zonas de reproducción centro y este del Pacífico Norte, no forman una sola población o «stock», ya que se han encontrado diferencias genéticas significativas, gracias a los estudios en los haplotipos de DNA mitocondrial entre las jorobadas de México y Hawai (Medrano *et al.*, 1995).

En el Pacífico mexicano se han definido cuatro subzonas de reproducción:

1. La península de Baja California, desde isla Cedros a lo largo de la costa oeste de la península, rodeando el extremo sur y hasta Loreto en el lado este, dentro del golfo de California.
2. Costa occidental de México, que va desde Mazatlán, Sinaloa hasta Oaxaca e inclusive hasta Costa Rica, pero las mayores concentraciones se encuentran alrededor de la isla Isabel y las islas Tres Marías, Nayarit y Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco.
3. El archipiélago de Revillagigedo.
4. El norte del golfo de California (Urbán y Aguayo, 1987; Rice, 1974).

Se ha identificado a las islas Farallones (California central), Oregon y Washington como los principales destinos migratorios de las ballenas que pasan el invierno en la costa occidental de México. Las ballenas que llegan a Hawai y a Revillagigedo viajan principalmente a Alaska (sureste de Alaska, la bahía de Yakutat, Prince William Sound y el golfo de Alaska) en busca de alimento (Baker *et al.*, 1986; Urbán *et al.*, 1987).

Durante la migración, se observa una segregación temporal entre los animales. El inicio de la migración de las hembras maduras está más estrechamente relacionado con su estado reproductivo que con su edad o tamaño (Ladrón de Guevara, 2001). Las primeras en llegar en el verano a las zonas de alimentación son las hembras preñadas, seguidas por hembras y machos jóvenes. Posteriormente le siguen las hembras y machos maduros, llegando hasta el final las hembras con sus crías. Estas últimas son las primeras en migrar de regreso a las zonas de reproducción en el invierno, seguidas por hembras y machos jóvenes, machos maduros, las hembras en descanso y las hembras preñadas (Dawbin, 1966). Durante la migración de las zonas de alimentación a las zonas de reproducción las jorobadas viajan alejadas de la costa en aguas de más de 200 m de profundidad. Sin embargo, en el viaje de regreso a las zonas de alimentación, las jorobadas viajan generalmente próximas a la costa en aguas poco profundas, dentro de la plataforma continental.

Cada invierno por lo menos 300 ballenas diferentes visitan Bahía de Banderas. Las madres con cría tienden a quedarse en zonas cercanas a la costa, a una distancia de 1 a 4 km de la orilla. Las jorobadas que no tienen crías tienden a ubicarse a 10 km de la costa en aguas de 500 a 1,000 m de profundidad (Ladrón de Guevara, 1995).

Fotoidentificación

En el pasado todo lo que se sabía sobre las ballenas era a través de la información de la cacería, pero en 1964 Rice descubre que las jorobadas presentan un patrón de coloración en la parte ventral de la aleta caudal que va de completamente blanco a completamente negro y presenta cicatrices, líneas, manchas y hendiduras que en conjunto con su borde, forma y tamaño de la hendidura central, proveen una característica distintiva para cada individuo adulto (Katona y Whitehead, 1981). Esta característica nos permite distinguir un individuo de otro, como si fueran huellas digitales y la técnica se conoce como fotoidentificación. También, la forma y cicatrices de la aleta dorsal nos pueden dar información sobre la identidad de una ballena (Figura 3). Tomar fotografías de las ballenas, y especialmente de la parte ventral de las colas, proporciona información importante que nos permite estimar el tamaño de la población y tasa de nacimientos, estudiar su comportamiento y conocer sus rutas migratorias.

Catálogo de Fotoidentificación de Ballena Jorobada en Bahía de Banderas: Catálogo FIBB

El conocimiento de la existencia de la Ballena Jorobada en aguas mexicanas data desde el trabajo publicado por Scammon en 1874, el cual da a conocer su presencia en las aguas de Bahía de Banderas, gracias a datos obtenidos durante las campañas de cacería del Pacífico Norte.

En los años setenta del siglo pasado se llevan a cabo varios estudios sobre ballena jorobada en el Pacífico Norte, sin embargo, no es hasta 1982 que se la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) inicia estudios más detallados sobre la especie en esta zona.

En los noventa inicia la actividad turística de observación de ballenas en la bahía y desde 1996 las instituciones: Instituto Tecnológico de Bahía de Banderas, el Centro Regional de Investigación Pesquera-INP de la Cruz de Huanacaxtle y los prestadores de servicios turísticos de observación de ballenas: Cielo Abierto, Discover Pacific Tours, Ecotours de México, Ocean Friendly, Punta Mita Expeditions, Thalia Martínez y Vallarta Adventures, realizan trabajos de fotoidentificación. En un esfuerzo por obtener una

Figura 3. Fotografía de la parte ventral de la aleta caudal de una jorobada.



mayor y más completa información en beneficio del estudio, conservación y protección de la especie, la asociación civil Ecología y Conservación de Ballenas recaba, compara y analiza todo este material en el Catálogo de Fotoidentificación de Ballena Jorobada en Bahía de Banderas, llamado Catálogo FIBB.

Área de estudio

Todas las fotografías se obtienen en el área de la Bahía de Banderas, la cual se ubica entre los paralelos 20° 15' y 20° 47' N y entre los meridianos 105° 15' y 105° 42' O. Sus límites son Punta Mita, Nayarit al Norte (20° 46' N y 105° 32' O), Cabo Corrientes, Jalisco al Sur (20° 24' N y 105° 43' O), la línea costera de Puerto Vallarta, Jalisco al Este y una línea imaginaria de 43.3 km que une a Punta Mita con Cabo Corrientes al Oeste. Tiene un ancho máximo de norte a sur de 31.5 km y una longitud este-oeste de 38.9 km, por lo que de acuerdo con estas medidas se le considera una bahía abierta.

Debido a que los diferentes colaboradores salen de distintos puntos de Bahía de Banderas (Puerto Vallarta, Nuevo Vallarta, Cruz de Huanacastle y Punta de Mita) se estima que cada temporada se muestrea al menos el 70% de la extensión de Bahía de Banderas durante la temporada de observación de ballenas.

Método

Las fotografías obtenidas para la identificación de la Ballena Jorobada fueron tomadas por varios colaboradores en distintos formatos: transparencias y fotografías impresas a color o en blanco y negro, tomadas con cámaras reflex de 35 mm con lentes de 200 a 300 mm y diversos tipos de películas ASA 100, 200 y 400; así como fotografías digitales con diferentes tipos de resolución. Conforme han ido pasando los años, las fotografías digitales han substituido totalmente a las fotografías análogas. El número de colaboradores que participa cada temporada en el catálogo varía de siete máximo a cuatro mínimo, de acuerdo con diversas limitaciones propias de cada colaborador como falta de presupuesto, equipo fotográfico o posicionador geográfico por satélite (GPS), estandarización de datos, falta de capacitación, problemas técnicos y/o falta de seguimiento. Algunos colaboradores también han dejado de operar comercialmente, pero nuevos tour operado-

res se han sumado al esfuerzo. En general, las aportaciones de material fotográfico han ido en aumento, así como la calidad de las fotografías incorporadas al catálogo. El Centro Regional de Investigación Pesquera-INP de la Cruz de Huanacastle, no está realizando trabajos de investigación con ballena jorobada desde hace varios años, por lo que su colaboración fue con material fotográfico de los años 1997, 1998 y 1999 únicamente.

Con la finalidad de obtener datos más certeros se elaboró un formato de datos muy sencillo y fácil de llenar, considerando que los colaboradores están trabajando con turismo al mismo tiempo que se realizan trabajos de fotoidentificación (Cuadro 2). A través de los años la información de cada fotografía ha ido aumentando, logrando así obtener una base de datos más completa. Es importante aclarar que la participación de los colaboradores consiste en recabar datos y fotografías, lo cual no interviene de ninguna manera con el servicio que ofrecen. Con la nueva tecnología las fotos pue-

Cuadro 2. Formato de datos de campo para fotoidentificación.

Fotoidentificación de Ballena Jorobada en Bahía de Banderas

Fecha _____ Hora de salida _____ Hora de regreso _____

Visibilidad [buena] [regular] [mala] Beaufort [espejo] [1] [1.5] [2] [2.5] [3] Cobertura (nubes) No. PAX _____

Temperatura _____ Con otro fotógrafo _____

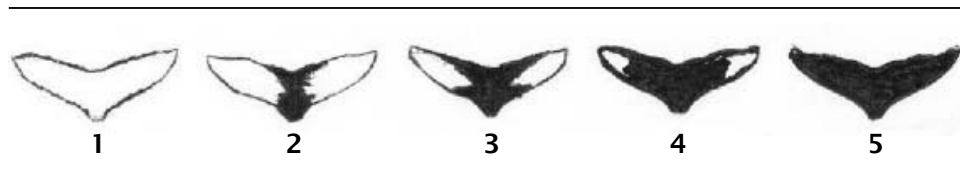
| # Av. | Hora | Tipo de grupo | Comportamiento | Ubicación | Observaciones |
|-------|--------|---|--|-----------|---------------|
| | Inicio | <input type="checkbox"/> G1 <input type="checkbox"/> G2 <input type="checkbox"/> G3 <input type="checkbox"/> G4 <input type="checkbox"/> MC | <input type="checkbox"/> Viajando rápido <input type="checkbox"/> Viajando lento <input type="checkbox"/> Descansando <input type="checkbox"/> Curiosas <input type="checkbox"/> Erráticas | Inicio | |
| | Fin | <input type="checkbox"/> MCE <input type="checkbox"/> MCE+CG <input type="checkbox"/> CG <input type="checkbox"/> Otro | <input type="checkbox"/> Evasivas <input type="checkbox"/> Saltos <input type="checkbox"/> Colazos <input type="checkbox"/> Pectoral <input type="checkbox"/> Cantor <input type="checkbox"/> Agresivas <input type="checkbox"/> Activas en superficie | Fin | |

den ser tomadas a la distancia que marca la NOM-131-SEMARNAT-2010 (mínimo 60 m de distancia de la ballena o grupo de ballenas) por lo que se cumple con los lineamientos que dicha regulación establece.

Esfuerzo de comparación

Todo el material es recopilado siguiendo un plan de trabajo previamente diseñado, el cual se ha ido mejorando a través de los años. El proceso de recopilación incluye, la recuperación de las fotografías y los datos de los distintos colaboradores, escaneo (únicamente en el caso de transparencias e impresiones en los primeros siete años), clasificación, comparación y, finalmente, la integración del catálogo. Las fotos se clasifican de acuerdo con un gradiente de coloración y se les otorga un valor del 1 al 5, en una escala de blanco a negro (Figura 4).

Figura 4. Categorías de coloración.



La comparación de cada fotografía, es a su vez, un proceso complejo, ya que primero se tienen que efectuar comparaciones del material de un mismo colaborador, para así poder escoger las mejores fotos de cada individuo con fechas distintas de avistamiento. Después se procede a comparar el material de los distintos colaboradores entre sí, para crear un archivo de la temporada, el cual se clasifica por categoría de coloración. Finalmente, se compara el archivo de la temporada en proceso de clasificación con el archivo del catálogo. Para evitar errores de inserción de un mismo individuo con diferentes claves, cada fotografía es comparada tres veces (cada vez por una persona diferente) contra el catálogo, de esta manera tres personas tienen que estar de acuerdo en que un individuo es nuevo en el catálogo antes de su incorporación al mismo. Las fotografías que no cumplen con los requisitos de calidad para ser insertadas como nuevos individuos en el catálogo son archivadas por separado, esto con la intención de no aumentar el margen de error en el catálogo con fotografías de regular o

mala calidad. Sin embargo, estas fotografías pueden ser reincorporadas al catálogo como recapturas, si en una temporada posterior se obtiene un mejor registro fotográfico del mismo individuo, de esta manera no se pierde el dato.

A cada fotografía se le da una clave única, la cual indica la categoría de coloración, el año en que se observó por primera vez en Bahía de Banderas, la afiliación del fotógrafo (para respetar los derechos de autor de cada fotografía), el número de recaptura en el caso de que el individuo haya sido observado más de una vez y su número personal, el cual consta de tres dígitos. La temporada de observación de ballenas inicia en diciembre y termina en marzo y para efectos de análisis se redondea el año de la temporada, *i.e.* temporada diciembre 1995 a marzo 1996 se denomina temporada 1996. Si tomamos como ejemplo la clave 1BB071.06ET6 (Figura 5), el número 1 corresponde a la categoría de coloración; BB significa que la fotografía se tomó en Bahía de Banderas; 071 representa la clave única de cada individuo; 06 indica el año en que este individuo fue fotografiado por primera vez; ET, son las siglas de la afiliación del fotógrafo, en este caso, Ecotours de México; 6 es el número de recaptura.

Figura 5. Clave de fotoidentificación 1BB071.06ET6.



Cada temporada se recopilan un promedio 1,000 fotografías con la suficiente calidad para ser utilizadas y se requiere de mínimo tres horas de trabajo por fotografía para poder ser integrada al catálogo, lo que representa un total de 3,000 horas continuas de trabajo. Es importante aclarar que conforme aumenta el número de individuos fotoidentificados en el catálogo, el tiempo de trabajo también aumenta. La comparación se realiza en una computadora con dos pantallas.

Para el manejo de imágenes se utiliza el archivador de imágenes ACDSEE Pro 6, el cual además de ser un archivador de imágenes muy eficiente que nos permite guardar datos adjuntos a las fotografías, también es uno de los programas más utilizados por los investigadores de ballena jorobada en el Pacífico Norte. El catálogo FIBB consta de 2 archivos fotográficos, uno con la mejor fotografía de cada individuo y otro, con todas las fotografías de cada avistamiento de cada individuo.

Se utiliza la base de datos ACCESS para guardar los datos de las fotografías. Para que una fotografía pueda ser incluida en el catálogo debe de tener por lo menos la fecha en que fue tomada, aun que en la mayoría de los casos se obtiene la información completa: ubicación geográfica, número de avistamiento, hora, tipo de grupo, tipo de comportamiento, fotógrafo y afiliación del fotógrafo.

Resultados

El análisis de los datos obtenidos a través de la fotoidentificación nos puede indicar la abundancia relativa, la distribución y periodos de estancia de la especie dentro de la bahía, así como sus rutas migratorias, índice de filopatría y tasas de nacimientos, entre otras cosas.

Con la finalidad de aprovechar la base de datos generada por el Catálogo FIBB se ha fomentado que estudiantes de diferentes universidades realicen sus tesis con Ecología y Conservación de Ballenas, A.C. En 2010 Ma. de los Ángeles Zepeda elabora la tesis «Tendencia poblacional, patrones de coloración y fidelidad de la Ballena Jorobada, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781) en la Bahía de Banderas, México durante las temporadas invernales 1996-2007» analizando 12 temporadas de datos del catálogo FIBB, que en ese entonces constaba de un total de 1,795 registros o fotografías, de los cuales 1,098 eran individuos únicos y 697 eran recapturas. Zepeda hace un análisis de recapturas interanuales de cada uno de los individuos para encontrar el grado de fidelidad a la Bahía de Banderas.

Del análisis de las 1,098 ballenas fotoidentificadas en este estudio, se obtuvo una baja frecuencia de re-avistamientos con respecto al total de las ballenas fotoidentificadas, ya que el 68% de los individuos fotoidentificados (746 ballenas) fueron avistados solo un año. El 32% restante corresponde a las ballenas con recapturas entre las temporadas, de los cuales 191 individuos fueron vistos dos años, 81 en tres años, 31 en cuatro años, 20 en cinco años, 14 en seis años y nueve en siete años. Las categorías de coloración 3 y 5 fueron las que registraron más recapturas con 82 y 113 ballenas respectivamente. De las 352 recapturas, solamente seis ballenas se vieron en ocho o más años y solo una fue avistada once años. Las comparaciones del número de ballenas fotoidentificadas por categorías, mostraron que existen diferencias significativas en la proporción de los patrones de coloración de las aletas caudales entre temporadas. Para la mayoría de las temporadas la coloración totalmente negra (categoría 5) fue predominante (Zepeda, 2010).

Fernando Noriega realiza la tesis «Análisis multitemporal de la abundancia relativa de la Ballena Jorobada (*Megaptera novaeangliae*) en relación con la actividad de observación de ballenas en la Bahía de Banderas, México». Noriega analiza los datos de siete temporadas invernales (2005 a 2011) y obtiene los valores del índice de abundancia relativa (IAR) para cada mes y obtiene que el IAR más alto es de 8.85 indiv/h en el mes de enero 2009 y el más bajo fue de 0.85 indiv/h en marzo 2005. Los valores obtenidos en este estudio indican que los máximos de IAR se presentan siempre en el mes de enero con excepción de la temporada 2005 donde el máximo se presentó en el mes de diciembre. El IAR de valor más bajo se obtuvo en el mes de marzo siendo este marcadamente menor que el resto de la temporada, por lo que se aprecia una tendencia clara en la distribución de la abundancia relativa dentro de las temporadas con una mayor abundancia hacia los primeros meses de la temporada y menor en los finales. Como parte del análisis Noriega también calcula el IAR anual para las siete temporadas de estudio tomando en cuenta todos los individuos observados así como el total de horas de navegación durante cada temporada y reporta un aumento del 14.81% a lo largo de 6 temporadas lo que supone un promedio de crecimiento de 2.46% anual (Noriega, 2011).

Por otro lado y para complementar la información obtenida de las dos tesis se realiza un análisis de la distribución de las ballenas jorobadas en Bahía de Banderas y la costa de Nayarit durante las temporadas de 1998 y

de 2002 a 2009 y se observa que en general las ballenas se concentran en la costa norte de la Bahía de Banderas (Figura 6).

La distribución de las ballenas varía de acuerdo con la clase de edad, sexo y a lo largo de la temporada, aunado a que las madres con cría son el grupo más vulnerable para actividad turística, se realiza un análisis en particular para este tipo de grupo y se observa que las madres con cría se distribuyen más cerca de la costa y entre Punta Mita y las Islas Marietas (Figura 7).

Actualmente el catálogo consta de una base de datos de 4,474 registros recopilados durante las temporadas 1996-2011 (aún se está trabajando en las temporadas 2012 y 2013). De las 4,474 fotografías o registros, 1,646 son individuos únicos o nuevos y 2,828 son recapturas de los mismos individuos.

Figura 6. Distribución de las ballenas jorobadas en Nayarit y Jalisco con avistamientos registrados en 1998 y de 2002 a 2009.

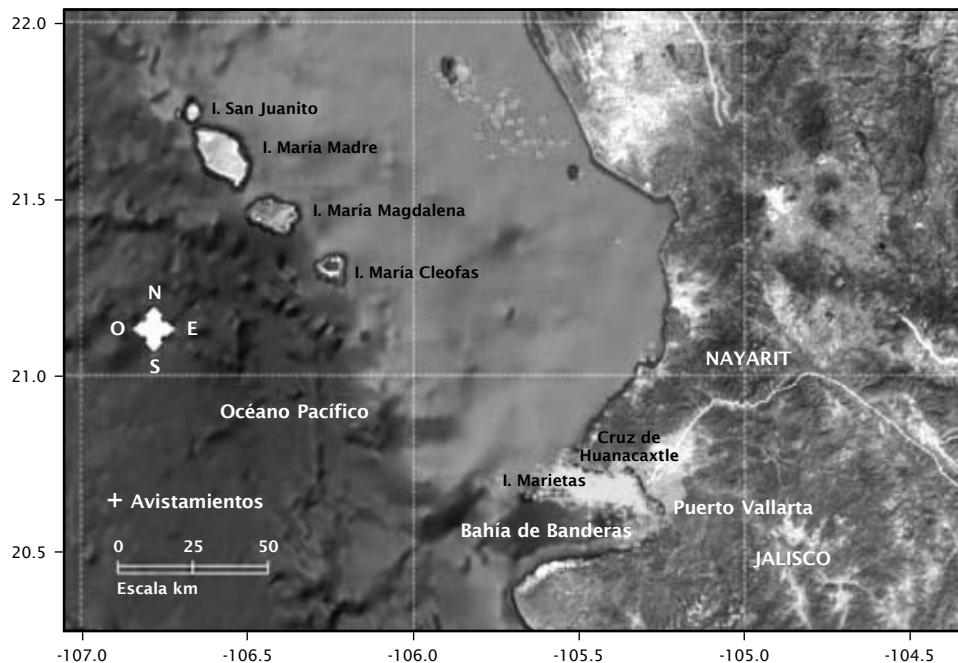
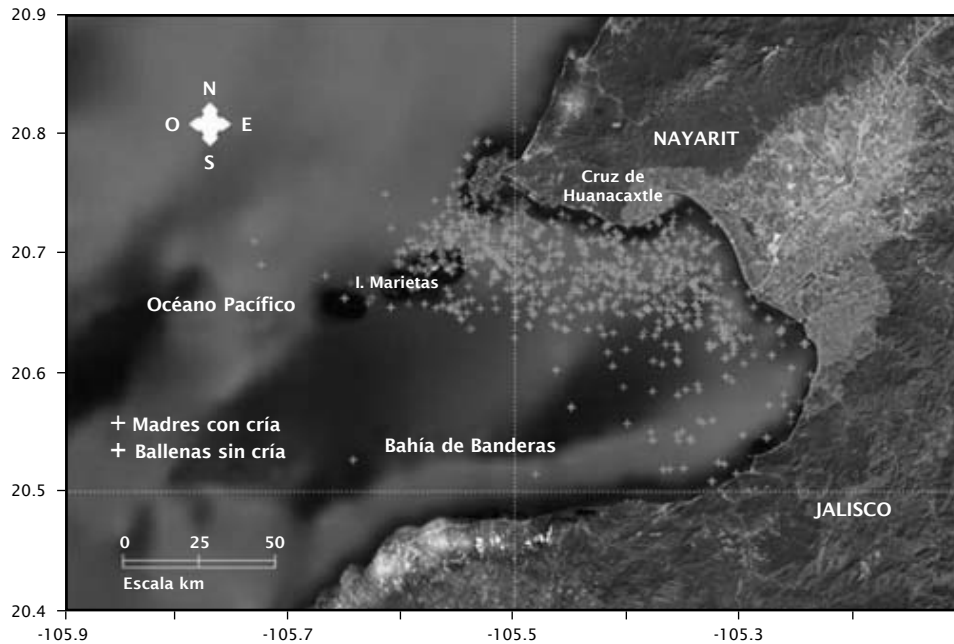


Figura 7. Distribución de las ballenas jorobadas con cría y sin cría en la Bahía de Banderas en 1998 y de 2002 a 2009.



Conclusiones

El número de ballenas jorobadas en el Pacífico Norte se estimaba entre 15,000 y 20,000 animales antes de que la actividad ballenera provocara una reducción dramática durante la primera mitad del siglo xx. Al momento de su protección internacional en 1967 la población probablemente se redujo hasta menos de 1,000 individuos (Rice, 1978). En 1999 Urbán *et al.* identificaron 1,184 individuos en las costas del Pacífico mexicano, donde la mejor estimación para este grupo era de 1,813 individuos (Ladrón de Guevara, 2001) y recientemente Calambokidis *et al.* (2008) reportan una estimación de la abundancia cerca de 20,000 ballenas jorobadas para todo el Pacífico Norte, siendo cerca del doble de la estimada anteriormente, representando un evidente incremento en la abundancia. Los datos aportados por el Catálogo FIBB indican un incremento en la abundancia relativa en Bahía de Banderas y los 1,646 individuos fotoidentificados representan

un 8.23% de la población de todo el Pacífico Norte, lo que resalta la importancia del estudio de estos animales en esta bahía en particular.

La distribución del número de capturas basada en la escala de los 12 años consecutivos (1996-2007), mostró una alta incidencia de individuos avistados una sola vez (68% de los individuos), que puede estar relacionada con un tamaño poblacional grande y una heterogeneidad en el esfuerzo de fotoidentificación. El 32% restante de los individuos, que indicaron cierta filopatría de la ballena jorobada hacia la Bahía, puede ser un valor aparentemente bajo, lo que pudiera estar relacionado al hecho de que existe la posibilidad que haya movimientos de los individuos entre las distintas zonas de reproducción del Pacífico mexicano entre años y con esto no realizar una migración a la Bahía de Banderas en los meses invernales. Además los estudios hechos por Dawbin (1966), Baker *et al.* (1986) y Calambokidis *et al.* (2001), proponen que las ballenas jorobadas son fieles a sus destinos migratorios, siendo esta fidelidad más alta hacia sus áreas de alimentación que a sus áreas de reproducción. El valor de filopatría obtenido en este trabajo con respecto al número total de individuos fotoidentificados en el periodo de estudio aparentemente no fue alto (32%), sin embargo, si los cálculos más recientes de la población en el Pacífico Norte estiman 20,000 individuos (Calambokidis *et al.*, 2008) y en éste trabajo se capturaron 1,098 ballenas (de las cuales se recapturaron 352) y el descubrimiento de nuevos individuos a lo largo de los años de estudio siempre fue ascendente, por lo que se debe considerar que en una población tan grande dicho valor de filopatría en realidad sea alto. Lo anterior puede tener una relación directa con un bajo intervalo de residencia de los individuos que visitan la bahía en las temporadas invernales de estudio, ya que al no tener una residencia alta, los individuos fotoidentificados en años anteriores pueden tener una menor probabilidad de ser fotografiados en años subsecuentes (Zepeda, 2010).

La determinación del índice de abundancia relativa para la Bahía de Banderas presentó un incremento de 14.81% entre 2005 y 2010 continuando la tendencia reportada por Ladrón de Guevara. El análisis multi-temporal mostró que el valor de la abundancia relativa en marzo es siempre menor en todas las temporadas de estudio, dado que los individuos que permanecen son principalmente hembras con cría. En Bahía de Banderas no hay diferencias significativas en la distribución del índice de abundancia relativa en los meses en diferentes temporadas, la abundancia presenta un patrón que se mantiene a lo largo de las temporadas de estudio

(2005-2011). El hecho de que el índice de abundancia relativa este en aumento puede ser un indicador de que los efectos antropogénicos aún no son problema en Bahía de Banderas (Noriega, 2011).

La distribución de la ballena jorobada en Bahía de Banderas muestra una marcada preferencia hacia la zona norte de la Bahía de Banderas, en especial hacia la costa y la zona entre Punta de Mita y las Islas Marietas, lo cual debe de ser considerado para tomar medidas precautorias en cuanto a la navegación en el área, para el manejo de zonas restringidas para la observación de ballenas y para el desarrollo de la zona.

Al unir esfuerzos y colaborar en la elaboración del Catálogo FIBB no solo se están registrando a las diferentes ballenas que visitan Bahía de Banderas, también se obtiene más información sobre cada individuo, generando así un catálogo más completo, el cual es muy valioso para el estudio y conservación de la Ballena Jorobada, así como para la actividad de observación de ballenas. Los prestadores de servicios turísticos son importantes colaboradores en la recaudación de datos para la investigación de Ballena Jorobada en Bahía de Banderas.

Durante las temporadas 2004, 2005 y 2006 el Catálogo FIBB colaboró con el proyecto internacional SPLASH (Estructura y Abundancia Poblacional de Ballena Jorobada en el Pacífico Norte), además de colaborar con el proyecto NOPP OBIS SEA MAP (Sistema de Información Oceánica Biogeográfica), con la UNAM y la UABCS.

Referencias

- Baker, S., L. Herman, A. Perry, W. Lawton, J. Straley, A. Wolman, H. Winn, J. Hall, G. Kaufman, J. Reinke y J. Ostman, «The migratory movement and population structure of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central and eastern North Pacific», *Marine Ecology Progress Series*, 31 (1986), pp. 105-109.
- Calambokidis, J., E. A. Falcone, J. Qu.Terrance, A. M. Burdin, P. J. Clapham, J. K. Ford, C. M. Gabriele, R. LeDuc, D. Mattila, L. R. Bracho, J. M. Straley, B. L. Taylor, J. R. Urbán, D. Weller, B. H. Witteveen, M. Yamaguchi, A. Bendlin, D. Camacho, K. Flynn, A. Havron, J. Huggins y N. Maloney, *SPLASH: Structure of populations, levels of abundance and status of humpback whales in the North Pacific*, Reporte final de proyecto, Cascadia Research Collective, Olympia, Washington, 2008.

- , G. H. Steiger, J. M. Straley, L. M. Herman, S. Cerchio, D. R. Salden, J. R. Urbán, J. K. Jacobsen, O. von Ziegesar, K. C. Balcomb, C. M. Gabriele, M. E. Dahlheim, S. Uchida, G. Ellis, Y. Miyamura, P. P. Ladrón de Guevara, M. Yamaguchi, F. Sato, S. A. Mizroch, L. Schelender, K. Rasmussen, J. Barlow y T. J. Quinn, «Movements and population structure of humpback whales in the North Pacific», *Marine Mammals Science*, 17 (2001), pp. 769-794.
- Dawbin, W. H., «The seasonal migratory cycle of humpback whales» en K. S. Norris (ed.), *Whales, dolphins and porpoises*, University of California Press, Berkeley, 1966, pp. 145-170.
- Katona, S. K., «Getting to know you», *Woods Hole Oceanographic Institution Oceanus*, 32(1) (1989), pp. 37-44.
- y H. Whitehead, «Identifying humpback whales using their natural markings», *Polar Record*, 20 (128) (1981), pp. 439-444.
- Ladrón de Guevara, P., *La ballena jorobada Megaptera novaeangliae (Borowski, 1781) en la Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco, México. (Cetacea: Balaenopteridae)*, tesis de licenciatura en biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, México, 1995.
- , *Distribución temporal y estructura de las agrupaciones de los rorcuales jorobados (Megaptera novaeangliae) en dos áreas de reproducción del Pacífico Mexicano*, tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, México, 2001.
- Medrano, L., A. Aguayo, J. Urbán y S. Baker, «Diversity and distribution of mitochondrial DNA linajes among humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the Mexican Pacific Ocean», *Canadian Journal of Zoology*, 73 (1995), pp. 1735-1743.
- Noriega Betancourt, F., *Análisis multitemporal de la abundancia relativa de la Ballena jorobada (Megaptera novaeangliae) en relación con la actividad de observación de ballenas en la Bahía de Banderas, México*, tesina de licenciatura en biología, Universidad Autónoma Metropolitana, México, 2011.
- Rice, D. W., «Whales and whale research in the research in the eastern North Pacific» en W. E. Shevill (ed.), *The Whale Problem. A Status Report*, Harvard University Press, Cambridge, 1974, pp. 419.
- , «The humpback whale in the North Pacific: distribution, exploitation, and numbers» en K.S. Norris y R. Reeves (eds.), *Report on a workshop on problems related to humpback whales (Megaptera novaeangliae) in*

- Hawaii*, Report to the Marine Mammal Commission, Washington, D. C., 1978, pp. 21.
- Scammon, C. M., *The Marine Mammals of the North-western coast of North America*. Dover Publication, New York, 1874.
- Urbán, R. J. y A. Aguayo, «Spatial and seasonal distribution of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae* in the Mexican Pacific», *Marine Mammals Science*, 3 (4) (1987), pp. 333-344.
- , C. Alvarez, M. Salinas, J. Jacobsen, K. Balcomb, A. Jaramillo, P. Ladrón de Guevara y A. Aguayo, «Population size of humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in waters off the Pacific coast of Mexico», *Fishery Bulletin*, 97 (4) (1999), pp. 1017-1024.
- Zepeda Rojas, M. A., *Tendencia poblacional, patrones de coloración y fidelidad de la Ballena Jorobada, Megaptera novaeangliae (Borowski, 1781) en la Bahía de Banderas, México durante las temporadas invernales 1996-2007*, tesis de licenciatura en biología marina, Universidad del Mar Campus Puerto Angel, Oaxaca, 2010.

Humedales costeros y turismo en el Pacífico latinoamericano

Rosa María Chávez-Dagostino, José Miguel Ochoa-Chávez
José de Jesús Álvarez-López, Oscar Alberto Maldonado-Ibarra

La actividad turística se considera muy importante en términos económicos y clave para el desarrollo, la prosperidad y el bienestar de los países. Su contribución mundial según la Organización Mundial del Turismo (OMT, 2013), se estima en cerca del 5%. Con respecto al empleo es ligeramente superior, entre el 6% y 7% del número total de empleos directos e indirectos en todo el mundo. Entre 1950 y 2011, las llegadas de turistas internacionales crecieron a un ritmo anual del 6.2% en general y rebasó los mil millones en el 2012, pero el crecimiento ha sido especialmente rápido en las regiones emergentes y países en desarrollo, pasando del 32% en 1990 al 47% en el 2010 en recepción de turistas internacionales.

La llegada de turistas supone derrama económica y mejora de las condiciones sociales y económicas del país receptor. Por este motivo los países intentan asumir buenas prácticas a la luz de los impactos negativos discutidos por mucho tiempo y reconocidos ya por el sector turismo, mismas que permitan que la actividad turística permanezca, mejore la captación de turistas así como la duración de su estancia y conserven los atractivos que lo hacen posible. Este representa un dilema para los países menos desarrollados como lo señala Cater (1991), deben hacer del turismo una actividad sustentable bajo la premisa de que contribuya a mejorar las condiciones de vida de los locales. Para esto deben poder atraer turistas y a la vez también salvaguardar el ambiente (atractivos) a fin de cumplir los dos anteriores. Pero cuando el turismo está inmerso en un sistema económico donde las decisiones, los insumos y los turistas llegan de «fuera», los locales quedan excluidos en las decisiones y frecuentemente en los beneficios. En este contexto se desarrolla la mayor parte del turismo en el mundo.

Ante los efectos negativos de las actividades turísticas en el mundo, se desarrollaron otros segmentos que tratan de minimizarlos y maximizar los positivos, en medios naturales bien conservados, no antropizados y de baja escala de recepción de turistas como el ecoturismo, el turismo de naturaleza o el turismo alternativo, para los que por cierto no existe una definición concertada a nivel mundial. Bajo esta perspectiva se preveía que los ecosistemas atractivos y bien conservados serían «el blanco» de desarrollos turísticos y prácticamente «asaltados» por el creciente número de visitantes que optan por segmentos turísticos considerados como de menor impacto.

El informe de tendencias 2013 de la consultora Global Business Travel Association (Hosteltur, 2013) prevé un crecimiento del 6% de los negocios turísticos vinculados a parques naturales y áreas de belleza natural, en los próximos cinco años.

Las áreas naturales de importancia internacional como los humedales costeros son sitios frágiles bien conservados, con gran diversidad biológica y son muy apreciadas por los desarrolladores de proyectos turísticos. Por ello en este capítulo se analizan los humedales costeros de importancia internacional y que han sido declarados como sitios Ramsar, sus características, problemática y uso turístico en la zona costera del Pacífico latinoamericano. Se describe el caso particular de la costa del estado de Jalisco en México con base en su potencial y uso turístico así como la problemática que enfrentan los humedales de la zona.

El turismo costero

La costa puede definirse como una zona amplia que abarca el litoral y se extiende hacia tierra firme, incluyendo los cantiles, terrazas de origen marino y las planicies costeras (UNAM, 1989). Esta definición es aceptada ampliamente pero no universalmente. La zona costera según Lara-Lara (2008) puede definirse como la franja de mar hasta los 200 m de profundidad y hasta 100 km tierra adentro o hasta los 50 msnm. También se considera un espacio geográfico bajo el influjo de aportes terrestres, fluviales y marinos y difieren principalmente por su localización. Son sistemas muy dinámicos que dependen de la interfase continental, el océano y atmósfera. Presenta diversos rasgos resultantes de eventos geológicos que determinan la línea de la costa y pueden ser lagunas, marismas, esteros, bahías, caletas y ensenadas entre otros, donde se desarrollan actividades econó-

micas como son la pesca y la acuicultura que es una de las más representativas, frecuentemente asociada a la agricultura, pero también la extracción de hidrocarburos y minerales, la transportación marítima y el uso recreativo.

Esta diversidad de actividades que posibilita la zona costera, ejerce una fuerte presión sobre los diversos ecosistemas. Frecuentemente no existe un ordenamiento de estas actividades en términos de planeación con base ecológica, por lo que se crean conflictos sociales por el aprovechamiento de los recursos y como resultado se degradan los ecosistemas perdiéndose servicios ambientales y la cantidad de recursos disponibles también disminuye drásticamente.

Por otra parte, más de la mitad de la población humana habita las costas del mundo y se prevé que para el año 2025 podría ser el 75% (Lara-Lara, 2008), hecho que agudizaría los efectos negativos por contaminación y uso de recursos.

Desarrollo del turismo: Modelo de sol y playa

El mundo alcanzó los 1,000 millones de turistas internacionales en 2012, donde la mayoría se desplazaron por motivos recreativos a zonas de playa de todo el mundo. El modelo turístico de «sol y playa» propicia un desplazamiento importante a nivel internacional a pesar del crecimiento de otros segmentos. Myers (1985) propuso que la franja costera de los océanos del mundo eran las zonas más productivas en términos biológicos y vulnerables y que los cuatro tipos de ecosistemas vitales para la humanidad eran los manglares, estuarios, marismas y arrecifes coralinos. Este hecho constituye la principal preocupación de muchos, ya que la salud de los ecosistemas del planeta depende de la salud de los ecosistemas que son muy populares para la actividad turística.

A fines del siglo XVII e inicios del XIX ya había destinos de sol y playa populares entre los turistas en Europa y en Estados Unidos de América. Después de la segunda guerra mundial, la recuperación económica de ciertos países y la industrialización, el tiempo libre, la mejora del transporte, entre muchos otros factores, produjo un cambio donde más gente pudo desplazarse a mayores distancias, por diferentes motivos. El atractivo del mar y sus recursos hizo entre otras cosas, que se desarrollaran urbes en las costas. Esto trajo como consecuencia el equipamiento y los servicios diversificados que estableció las bases para el desarrollo turístico sobre

todo de los sitios donde el clima subtropical y tropical constituye una motivación de primer orden para los turistas.

Sin embargo, como respuesta a la demanda masiva, se homogeneizaron los servicios, se crearon paquetes turísticos y la infraestructura turística creció en la mayoría de los casos rebasando los ejercicios de planeación en el caso que existieran acompañado de una gama de problemas ambientales, sociales, culturales y económicos. Este modelo es el que ha prevalecido durante toda la segunda mitad del siglo XX y que ha hecho de la alguna vez llamada «industria sin chimeneas», actividad turística, a los primeros planos de la economía mundial por su tasa de crecimiento, aporte de divisas y generación de empleos.

Como contradicción a este modelo surgió el turismo alternativo, activo, no masivo, posfordista, que busca nuevas experiencias y aprendizaje entorno a ambientes naturales (Wearing y Neil, 1999). En la práctica este modelo pasó a ser complementario de muchos destinos turísticos de sol y playa, donde las actividades alternativas están ancladas a este modelo.

Vulnerabilidad de los destinos costeros ante el cambio climático

En el 2007 se encargó un informe amplio a un equipo internacional de expertos tanto de la Organización Mundial del Turismo (OMT), del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y de la Organización Meteorológica Mundial (OMM) para reunir información básica destinada a la segunda Conferencia Internacional sobre Cambio Climático y Turismo (OMT *et al.*, 2007), que en resumen determinó que las variaciones y cambios climáticos afectan los destinos turísticos con base en que el clima determina la duración y la calidad de las temporadas turísticas e influye drásticamente en la elección de los destinos, así como el gasto turístico. También afecta los recursos ambientales que funcionan como atractivos turísticos como pueden ser el comportamiento animal y la diversidad de la fauna y la flora; el nivel y la calidad del agua, entre otros. El clima ejerce una importante influencia en las condiciones ambientales que pueden hacer atractivos a los destinos turísticos o pueden ahuyentar a los turistas, como enfermedades contagiosas, incendios forestales, plagas y fenómenos extremos, como por ejemplo ciclones tropicales.

Así la OMT estableció que el cambio climático afectará a los destinos turísticos indiscutiblemente y está en juego su permanencia en algunos

casos y su competitividad en todos. El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático ha estimado una alta probabilidad referida a más del 90% de certidumbre de que el cambio climático se acelere si continúan las emisiones de gases de efecto invernadero conservando las tasas actuales, lo que lleva a un aumento estimado de temperatura de hasta 4 °C para fines del siglo XXI. Ante estas previsiones, el mayor peligro que tiene la actividad turística, sobre todo el turismo marino y costero, es el cambio climático.

El turismo que se desarrolla en las costas de todo el mundo contribuye de forma variable al calentamiento global debido sobre todo a las emisiones de CO₂ (Chávez-Dagostino, 2007; Gössling, 2002) incluyendo a los segmentos del turismo alternativo que suponen formas más responsables de hacer turismo, como la observación de ballenas (Cornejo-Ortega, Chávez-Dagostino y Massam, 2013). Se han asociado como consecuencia incremento de fenómenos climáticos extremos, cambios en los ciclos de lluvia, blanqueamiento de comunidades y arrecifes coralinos, el aumento en el nivel del mar, pérdida en cosechas por influjo de sequías, inundaciones o temperaturas, pérdida de cobertura forestal y cambios en la biodiversidad.

Estos efectos pueden impactar significativamente al desarrollo económico en sentido amplio y a una actividad del sector terciario que se ha desarrollado significativamente en las costas de todo el mundo: turismo.

Existen dos amplias estrategias para enfrentar el cambio climático: la mitigación, que aborda las causas del cambio climático y la adaptación, que maneja sus efectos. Las medidas de adaptación en el turismo costero son actualmente escasas y las de mitigación se centran en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.

Diversos estudios abordan los efectos del cambio climático a nivel local como el aumento de la incidencia de huracanes y tormentas tropicales así como su intensidad y también abordan la percepción local sobre el cambio climático como un indicador que facilitaría la aplicación de medidas de adaptación (López, 2013).

En lo que concierne a las áreas costeras que son fuertemente promovidas bajo el segmento de turismo de sol y playa, algunos de sus componentes más atractivos como las playas y arrecifes coralinos, pueden ser modificados drásticamente por efectos del calentamiento global, impactando la economía que es sumamente dependiente de este tipo de turismo (Uyarra *et al.*, 2005).

Tendencias globales en turismo costero

El Centro de Ecoturismo y Desarrollo Sustentable (CESD) elaboró un análisis de las tendencias globales del turismo con el fin de esclarecer los factores que determinan al turismo marino y costero bajo la hipótesis de que existen dos grupos de actores de gran escala. El primero es que las decisiones sobre el uso del suelo son hechas por los gobiernos nacionales y/o locales, que se acompaña del desarrollo de infraestructura pública y privada y, el segundo se refiere al desarrollo de la industria inmobiliaria que incluye instituciones financieras e inmobiliarias que operan local o internacionalmente, sobre todo del sector privado. Entre los impactos globales que provoca el turismo están la gran cantidad de energía y agua dulce que se consume y de residuos sólidos que se producen, pero el efecto más destructivo de los desarrollos turísticos costeros es el desmonte, la sustitución de vegetación nativa construcciones que llevan a degradar los sistemas costeros.

Por otra parte, el turismo de cruceros está en expansión y se ha vuelto muy importante en México y Centroamérica. Se ha documentado su alto impacto ambiental además de la insignificante derrama económica local: en tanto un turista en general produce una derrama económica local entre 14 y 23 veces más que un turista de crucero (CESD, 2007). Las marinas, puertos y campos de golf son estructuras que acompañan al turismo costero, que producen impactos ambientales negativos muy importantes, que no tienen que ver con la demanda turística si no inmobiliaria.

Este informe sobre las tendencias mundiales del turismo costero recomendó aprovechar las experiencias innovadoras para mejorar las prácticas del turismo masivo, la certificación, el financiamiento y el acompañamiento a nivel regional de gobiernos, comunidades locales, sector privado a fin de construir una visión compartida del desarrollo turístico, sobre todo en los sitios donde los locales han perdido el control de sus tierras y recursos.

El Centro para el Viaje Responsable (CREST, 2012) analizó el modelo mexicano de turismo y buenas prácticas en el turismo y decidió enfocarse al turismo costero por tres razones principales: el turismo en las costas es uno de los sectores de más rápido crecimiento, las costas están siendo fuertemente impactadas por el turismo y este es convencional y de gran escala. Aunque reportaron buenas prácticas en algunos destinos, encontraron en general productos uniformes dirigidos a clientes extranjeros de grandes ingresos, con condiciones laborales poco atractivas. Las políticas

turísticas están dirigidas a mejorar las condiciones de vida de las zonas marginadas, pero encontraron que las herramientas adecuadas no existen todavía para lograrlo.

Recomendó varios criterios relacionados con los impactos ambientales ocasionados por el uso del suelo y deforestación en la costa, donde las constructoras y empresas inmobiliarias son actores principales, así como los gobiernos que lo facilitan. Propone no elegir sitios de construcción para proyectos mayores de 30 habitaciones en o adyacentes a áreas de alta biodiversidad, ya que este solo hecho lo descalificaría como sustentable. Recomiendan también construir en suelo degradada o urbano en vez de áreas naturales y establecen que las zonas de costa que contienen sistemas de lagunas-humedales no son usualmente apropiadas para desarrollo, además, todos los edificios deberían estar al menos 30 metros distantes de humedales y 15 metros de cualquier fuente de agua, no drenar ni desviar afluentes de los humedales.

Esto refleja la situación de las costas de muchos países del mundo, particularmente en los países en desarrollo.

Los sitios Ramsar y turismo

Los humedales son áreas donde el agua es el factor primordial y son un eslabón básico en el ciclo del agua y figuran entre los ambientes más productivos del planeta (Semarnat, 2010). Su conservación y manejo pueden asegurar la riqueza biológica y los servicios de ecosistema que estos prestan, tales como el control de inundaciones, reposición de aguas subterráneas, estabilización de costas y protección contra tormentas, retención y exportación de sedimentos, depuración de aguas reservorios de biodiversidad, productos de los humedales, valores culturales, recreación, turismo y mitigación al cambio climático y adaptación a él. No todos los humedales constituyen sitios Ramsar.

A principios de la década de los sesenta, debido a la rapidez con que grandes extensiones de marismas y humedales en el mundo estaban siendo destruidos, asociado a la disminución del número de aves acuáticas, aparecieron diversos foros e iniciativas para protegerlos.

Inicialmente, estos esfuerzos estuvieron dirigidos específicamente a la conservación de aves acuáticas mediante la creación de una red de refugios, después se tomó la decisión de la conservación de los hábitats como

principal estrategia. Todos los trabajos en este sentido se cristalizaron en la Convención de Ramsar el 2 de febrero de 1971 y firmaron entonces los delegados de 18 naciones (Matthews, 1993).

La Convención Ramsar, aunque ha cambiado su visión inicial, promueve que los países signatarios cumplan con sus compromisos en materia de conservación y uso racional de los humedales, con base en tres pilares de acción: La integración de los humedales en el proceso de desarrollo sustentable, la participación de los ciudadanos en la gestión de los humedales y la preservación de los valores culturales por parte de las comunidades locales y el fomento de las actividades de comunicación, educación y concienciación de los ciudadanos con la participación del sector privado (Semarnat, 2010).

La importancia de los sitios Ramsar en el turismo a nivel mundial se destacó en el 2012, reconociendo que aporta beneficios tanto a nivel local como nacional, a las comunidades locales mediante el fortalecimiento de la economía regional, de la educación y conservación. También se estimó que en al menos el 35% de los sitios Ramsar de todo el mundo se desarrollan actividades de turismo sostenible o ecoturismo (OMT *et al.*, 2012).

Es importante destacar que el turismo es solo uno de los múltiples servicios que prestan los humedales. Garantizar que las prácticas turísticas estén bien gestionadas en los humedales y educar a los turistas sobre la importancia de protegerlos, son dos elementos que contribuyen a que los humedales del mundo estén saludables y aporten beneficios a largo plazo a las personas, la vida silvestre, las economías y la biodiversidad.

La Convención Ramsar no se había centrado específicamente en los humedales, en relación al turismo y la recreación. Por este motivo y en colaboración con la Organización Mundial del Turismo (OMT *et al.*, 2012) de las Naciones Unidas, preparó un folleto para el día mundial de los humedales, que se celebra desde 1997 el día 2 de febrero en conmemoración de la fecha de la Convención de Ramsar, sobre turismo sostenible, en el que se explica cómo puede resultar beneficioso el turismo para los humedales y sus habitantes.

Los sitios Ramsar en el Pacífico latinoamericano

Por motivos de coordinación y concertación económica y comercial, 11 países constituyeron el llamado Arco del Pacífico latinoamericano que, en el 2009,

contribuyó con el 2.7% del PIB mundial, lo que a nivel Latinoamérica representó el 40% (Roldán *et al.*, 2011). Esta región está integrada por una franja litoral de cerca de 12,000 km con características físicas y biológicas muy diversas que abarca dos extensas regiones pesqueras (FAO, 2004) e incluye a 90 sitios Ramsar costeros reconocidos como de importancia internacional (Figura 1) concentrados notablemente en el Pacífico mexicano.

Figura 1. Distribución de los sitios Ramsar en México, Centro América y Sudamérica. Modificado de Ramsar, 2008.



México cuenta con un total de 138 de estos «remansos de vida», ocupando el segundo lugar mundial en ese renglón, solo detrás del Reino Unido, siendo los estados de Chiapas, Quintana Roo, Sonora y Jalisco los que mayor número aportan (Ramsar, 2014). Tan solo en la costa del Pacífico mexicano se encuentran 58 sitios Ramsar, que se concentran principalmente en la península de Baja California, Sonora y Jalisco.

Como consecuencia inmediata de su ubicación, los principales usos y actividades que actualmente se realizan en estos sitios son la pesca y el turismo, presentándose en al menos 32 de los 58 sitios en México (OMT *et al.*, 2012). En la mayoría de los casos la pesca tiene fines comerciales, sin embargo existen muchos sitios en los que se utiliza la pesca solo para autoconsumo y/o con fines recreativos. El turismo de sol y playa encaja perfectamente en estos sitios por su ubicación geográfica y su colindancia con el océano Pacífico que permite la apreciación de imponentes paisajes, puestas de sol, avistamiento de ballenas y buceo recreativo entre otras actividades de alto valor turístico. Aunado a esto, algunos sitios Ramsar ofrecen otras alternativas entre las que destaca el ecoturismo y su amplia gama de actividades. En menor medida se destinan algunas áreas para la agricultura local y de autoconsumo, investigación y conservación de hábitats.

La mayoría de los sitios se encuentran sujetos a cambios ecológicos, unos en mayor medida que otros, viéndose afectados principalmente por la reducción de hábitats ocasionada principalmente por el desmonte vegetación. Esto obedece en parte a la ausencia de planes de manejo específicos para los sitios, ya que 28 sitios de la costa del Pacífico no cuentan con uno. Únicamente nueve ejecutan actualmente un plan de manejo, cinco se encuentran en trabajos para la elaboración de uno y el resto implementan medidas de control en algunas áreas. Cabe destacar que existen varios sitios que cuentan con un plan de manejo pero no se utiliza (Semarnat *et al.*, 2008; OMT *et al.*, 2012; Ramsar, 2012).

La situación de los humedales en México puede considerarse en una fase de mejora en cuanto al control y conservación de los mismos, toda vez que se continúen elaborando y ejecutando los planes de manejo correspondientes para así contrarrestar la pérdida de hábitats, que no solo representan pérdidas ambientales sino también económicas al afectar los recursos naturales y los atractivos turísticos.

El istmo centroamericano alberga el 7% de la biodiversidad del planeta aunado a una gran diversidad geológica y geográfica (Ramsar, 2012, 2013; UICN, 2002). Centroamérica constituye una región con una riqueza ecológi-

ca impresionante comparada con otras regiones del mundo, misma que se ha constituido como un atractivo desde el punto de vista científico, recreativo y productivo de parte de diversos sectores de la sociedad. Además, esta riqueza ha representado durante siglos un símbolo cultural importante para grupos étnicos.

En América Central se encuentran 44 sitios Ramsar, sin embargo, a pesar de los numerosos sitios en un área relativamente pequeña, es la región de América que menos resultados exitosos ha obtenido debido a diversos factores que presentan estos países en desarrollo (Ramsar, 2012, 2013, 2014).

Son 14 los sitios que tienen litoral en la costa del Pacífico, de los cuales seis se encuentran en Costa Rica. Con excepción de la Laguna Respringue en Costa Rica, todos los sitios de esta región llevan a cabo actividades de producción primaria entre las que destaca la pesca comercial y de autoconsumo, así mismo la agricultura y a menor escala la cacería también para autoconsumo. Solo en cuatro sitios se efectúan actualmente actividades turísticas, principalmente turismo de naturaleza entre los que destaca la Isla del Coco en Costa Rica por sus innumerables atractivos. Así mismo se tienen actividades de investigación, educación ambiental y conservación de hábitats en cinco de estos sitios.

Las actividades turísticas descontroladas y el incremento de la infraestructura hotelera a los alrededores de algunos de los sitios representan un problema puntual que daña de manera sensible los ecosistemas que los conforma. El corte de vegetación y la consecuente reducción de hábitats continúa siendo un común denominador en América Latina. Algunos sitios Ramsar de Centroamérica se ven aún más afectados por la sobre pesca, la caza excesiva de algunas especies y la contaminación de los suelos por pesticidas y plaguicidas (Ramsar, 2012, 2014).

Cabe mencionar que si bien, algunos países como Costa Rica cuentan con planes de manejo para la mayoría de sus sitios, otros aún se encuentran en el proceso de su elaboración, sin embargo, son muchos sitios Ramsar en la región los que operan actualmente sin un plan de manejo, condición que facilita la práctica de actividades sin control, entre ellos el turismo.

Por otra parte, la costa del Pacífico de Sudamérica está comprendida por cuatro países: Chile, Ecuador, Perú y Colombia. Estos países concentran un total de 48 sitios Ramsar, de los cuales 18 colindan con la costa.

Cabe destacar tres de estos cuatro países son considerados como mega diversos (Llorente y Ocegueda, 2008), debido al alto número de especies

que habitan dentro de sus territorios. Al igual que en Centroamérica o México, los problemas que aquejan a cada sitio Ramsar son diferentes y cada uno obedece a razones particulares, desde las actividades militares en la Zona Marina Parque Nacional Machalilla en Ecuador, hasta las actividades turísticas descontroladas en Paracas, Perú, no obstante, la contaminación por residuos sólidos y aceites muchas veces provenientes de la industria, afectan a la mayoría de los sitios de esta región (Ramsar, 2014).

De manera general se desarrollan en los sitios actividades de pesca y agricultura, y en algunas ocasiones cacería con fines de autoconsumo. El turismo se reporta en 10 de estos 18 sitios y en menor cantidad las actividades de conservación e investigación. Coincidiendo con el resto de América Latina, muchos sitios operan sin un plan de manejo, únicamente 8 sitios de la región están implementando uno y cinco sitios más se encuentran en trabajos de preparación (Ramsar, 2014).

Cuadro 1. Sitios Ramsar de importancia internacional en el Pacífico mexicano. Modificado de Ramsar, 2013.

| Estado | Nombre del sitio |
|---------------------|---|
| Baja California | Corredor Costero La Asamblea - San Francisquito Isla Rasa Estero de Punta Banda Bahía de San Quintín |
| Baja California Sur | Laguna Ojo de Liebre Laguna San Ignacio Parque Nacional Bahía de Loreto Balandra Parque Nacional Cabo Pulmo Humedales Mogote - Ensenada La Paz Humedales del Delta del Río Colorado |
| Chiapas | Reserva de la Biosfera La Encrucijada Sistema Estuarino Boca del Cielo Zona Sujeta a Conservación Ecológica Cabildo - Amatal Zona Sujeta a Conservación Ecológica El Gancho - Murillo Sistema Estuarino Puerto Arista |
| Colima | Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo Santuario Playa Boca de Apiza - El Chupadero - El Tecuanillo Laguna de Cuyutlán vasos III y IV |

continúa en la página siguiente...

viene de la página anterior...

| | |
|------------------|---|
| Guerrero | Playa Tortuguera Tierra Colorada |
| Jalisco | Reserva de la Biosfera Chamela - Cuixmala Laguna Xola-Paramán Laguna Barra de Navidad Estero Majahuas Laguna Chalacatepec Estero El Chorro Sistema Lagunar Estuarino Agua Dulce - El Ermitaño Estero La Manzanilla |
| Michoacán | Playón Mexiquillo Laguna Costera El Caimán Playa de Colola Playa de Maruata |
| Nayarit | Parque Nacional Isla Isabel Islas Marietas La Tovar |
| Nayarit, Sinaloa | Marismas Nacionales |
| Oaxaca | Cuencas y corales de la zona costera de Huatulco Playa Tortuguera Cahuitán Playa Barra de la Cruz Lagunas de Chacahua |
| Sinaloa | Laguna Playa Colorada - Santa María La Reforma Playa Tortuguera El Verde Camacho Laguna Huizache Caimanero Ensenada de Pabellones Sistema Lagunar Ceuta Sistema Lagunar San Ignacio - Navachiste - Macapule Lagunas de Santa María - Topolobampo - Ohuira |
| Sinaloa, Sonora | Sistema Lagunar Agiabampo - Bacorehuis - Río Fuerte Antiguo |
| Sonora | Isla San Pedro Mártir Complejo Lagunar Bahía Guásimas - Estero Lobos Humedales de Bahía Adair Canal del Infiernillo y esteros del territorio Comcaac (Xepe Coosot) Estero El Soldado Humedales de Yavaros - Moroncarit |

Cuadro 2. Sitios Ramsar de importancia internacional en el Pacífico centro y sudamericano. Modificado de Ramsar, 2014.

| País | Nombre del sitio |
|----------------------|---|
| SUDAMÉRICA | |
| Chile | Carlos Anwandter Sanctuary Humedal el Yali Santuario de la Naturaleza Laguna Conchalí Bahía Lomas |
| Perú | Paracas Santuario Nacional Lagunas de Mejía Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes Zona Reservada Los Pantanos de Villa Manglares de San Pedro de Vice |
| Ecuador | Manglares Churute Zona Marina Parque Nacional Machalilla Isla Santay Refugio de Vida Silvestre Isla Santa Clara Humedales del Sur de Isabela Reserva Ecológica de Manglares Cayapas-Mataje Complejo Llanganti Manglares del Estuario Interior del Golfo de Guayaquil |
| Colombia | Delta del Río Baudó |
| CENTROAMÉRICA | |
| Panamá | Golfo de Montijo Punta Patiño Bahía de Panamá |
| Costa Rica | Palo Verde Tamarindo Terraba-Sierpe Isla del Coco Manglar de Potrero Grande Laguna Respringue |
| Nicaragua | Deltas del Estero Real y Llanos de Apacunca |
| Honduras | Sistema de Humedales de la Zona Sur de Honduras |
| El Salvador | Complejo Bahía de Jiquilisco Complejo Jaltepeque |
| Guatemala | Manchón-Guamuchal |

Caso costa de Jalisco, México

El estado de Jalisco cuenta con 13 sitios denominados en la Convención de Ramsar (CONANP, 2013). Tan solo uno de los municipios costeros alberga cinco humedales de importancia nacional e internacional. A pesar de la gran riqueza biológica y servicios ambientales que estos sitios brindan al municipio de Tomatlán, reciben poca atención por parte de las autoridades de los tres niveles de gobierno. Tomatlán es un municipio agricultor y ganadero, aunque también la pesca y acuicultura son importantes. El desarrollo turístico es prácticamente nulo a pesar de que se encuentra en el corazón de la Costa Alegre de Jalisco (Figura 2).

Los sitios Ramsar localizados en la costa tomatlense son: Sistema Estuarino Lagunar Agua Dulce-El Ermitaño, estero El Chorro, estero Majahuas, laguna Xola-Paramán y la laguna de Chalacatepec, los cuales pueden tener una gran importancia para el desarrollo local, municipal y regional y no tienen uso turístico. Los diversos planes municipales desde el 2004 no plantean su interés y menos estrategias para el desarrollo de turismo en humedales (Álvarez, 2013).

Un fenómeno descrito en el municipio, es que principalmente en las zonas donde se da el trabajo en el campo de forma temporal, ya sea siembra o cosecha, la migración de jóvenes es mayor que del resto del municipio, hacia otros lugares como son: Puerto Vallarta, Guadalajara o Estados Unidos, muchos ejidatarios comentan que sus hijos ya no les ayudan en las labores del campo, por el poco trabajo e ingreso que existe en sus lugares de origen, de ahí la tendencia y disminución de la población de forma intermitente (Álvarez, 2013).

Otro problema alarmante que existe en la costa de Jalisco, pero especialmente importante en el municipio de Tomatlán, es el consumo y comercialización de carne, huevo y piel de tortuga marina, especie protegida, durante todo el año principalmente durante temporada de desove. A pesar de más de 30 años de trabajos de conservación de tortugas por diversas instituciones, en el municipio, no se ha logrado sensibilizar a la población.

Las playas del municipio son abarrotadas cada año por los locales y residentes en el extranjero durante la temporada de Semana Santa principalmente, provocando contaminación que se genera por residuos sólidos y defecación al aire libre. Esto sucede con mayor frecuencia en el estero El Chorro, el estero Majahuas y playa Peñitas, sin que las autoridades lo puedan controlar.

Figura 2. Localización del municipio de Tomatlán en el centro de la Costa Alegre de Jalisco. Modificado de SEMADES, 2009.



A pesar de que estos humedales tienen potencial para el desarrollo de actividades turísticas y ante la gran demanda internacional por parte del turista encaminado al turismo de naturaleza, se consideró pertinente analizar las oportunidades con relación a los sitios Ramsar de la costa de Tomatlán, en aras del desarrollo local (Álvarez, 2013). Los objetivos particulares planteados fueron valorar los humedales como recurso turístico, identificar el tipo de actividades turísticas que se pueden desarrollar en los sitios Ramsar y sus áreas colindantes, conocer la percepción local sobre los humedales costeros y el turismo, así como la existencia de actividades turísticas.

La valoración de los sitios se hizo a través de la metodología propuesta por Martínez-Tarragó (2002) para identificar recursos con potencial turístico que utiliza seis variables ponderadas: calidad del recurso natural, grado y escala de interés, paisaje del entorno, facilidad de acceso y conservación. Puntuaciones por arriba de 60 indica un recurso apropiado para uso turístico. Los cinco sitios Ramsar evaluados obtuvieron puntuaciones arriba de 60 (Cuadro 3).

Estos sitios tienen características similares: la vegetación circundante es selva baja caducifolia, manglar y vegetación acuática y de dunas costeras, así como pastizales y vegetación halófito en menor grado. Los animales más representativos son mamíferos como el tlacuache, armadillo, tejón y mapache. Entre los reptiles destaca el cocodrilo de río, el monstruo de Gila y la iguana verde. Con respecto a las aves se considera que existen en estos humedales cerca del 60% de las especies reportadas para todo el estado de Jalisco e incluye aves migratorias (Silva-Bátis, 2008; Silva-Bátis *et al.*, 2008).

Entre las conclusiones del trabajo Álvarez (2013), se pueden mencionar las siguientes:

- Los sitios Ramsar en el municipio de Tomatlán, Jalisco: laguna de Chalacatepec, estero Majahuas, estero El Chorro y Sistema Lagunar Estuarino Agua Dulce-El Ermitaño son considerados como «muy buenos» para realizar actividades de turismo de naturaleza, esto de acuerdo con su grado de conservación y del área. No existe un plan de manejo ni infraestructura, solamente en algunos casos, la relacionada con los campamentos tortugeros.
- El Sitio Ramsar: laguna Xola-Paramán se consideró como «bueno» para realizar turismo de naturaleza, debido a factores como conservación y manejo de la laguna.
- A pesar del potencial turístico no existen productos orientados al turismo de naturaleza
- El 90% de los habitantes locales encuestados, no conoce el término de Sitio Ramsar.
- Al 94% les gustaría que se ofrecieran actividades de turismo de naturaleza en los sitios Ramsar. A los que no les interesa involucrarse es debido a que son mayores de edad y a que tienen negocio propio.
- El 79% de las personas están interesadas en emplearse en el turismo de naturaleza en los sitios Ramsar, y la mayor razón es por necesidad económica, seguido de motivos de conservación.

- La mayoría de las personas considera importantes los servicios ecológicos que brindan los sitios Ramsar (alimentos, clima agradable, agua limpia, regulación de inundaciones y realizar actividades recreativas). El servicio que menor importancia tiene para las comunidades locales es la obtención de madera. Sin embargo, el deterioro de los humedales no es percibido como perjudicial, ni tampoco la condición de deterioro.
- Existe una empresa (hotel) que presta servicios de turismo de naturaleza en el sitio Ramsar Sistema Lagunar Estuarino Agua Dulce-El Ermitaño, que ha tenido conflictos con pescadores y ejidos por el uso del agua.

Con el fin de detonar el desarrollo turístico de la Costa Alegre en Jalisco, se autorizaron 14 proyectos donde participan 32 inversionistas con cerca de 21,000 millones de pesos a desarrollarse entre el 2013 y el 2017 (Nuño, 2013). Previo a esto se «regularizó» la tierra para que pudiera ser enajenada por particulares perdiéndose la propiedad ejidal, misma que en muchos casos se vendió a bajo costo y con muchas facilidades para los compradores y ordenamientos ecológicos municipales apresurados, para dar paso a marinas, campos de golf, ampliaciones de hoteles y carreteras y un aeropuerto, todo entre áreas naturales protegidas, zonas de anidación de tortugas marinas y sitios Ramsar, entre otros (Figuras 3 y 4). Solamente en un sitio conocido como Chalacatepec en el municipio de Tomatlán, se proyectan 8,192 cuartos de hotel. Ha sido un proyecto polémico que muchos han llamado «el robo del siglo» (Barrera, 2013).

Lo anterior da idea de lo que sucede con mucha frecuencia en las zonas costeras de Latinoamérica, una vez que se ha decidido su uso turístico de gran escala, a pesar de cualquier ejercicio de planeación u ordenamiento previo en aras del desarrollo.

Tabla 3. Resultado de la valoración de los sitios Ramsar en el municipio de Tomatlán, Jalisco, como atractivos turísticos.

| Sitio Ramsar | Valoración | |
|------------------------|------------|-----------|
| Laguna de Chalacatepec | 72.5 | Muy bueno |
| Laguna Xola-Paramán | 66.7 | Bueno |
| Estero Majahuas | 78.5 | Muy bueno |
| Estero El Chorro | 75.0 | Muy bueno |
| Laguna de Agua Dulce | 83.7 | Muy bueno |

Figura 3. Chalacatepec. Fotografía de Jesús Álvarez.



Figura 4. Sitio Ramsar, campamento tortuguero y sitio del proyecto «nuevo Can Cun». Fotografía de Christian Ramírez.



Consideraciones finales

Si la mitad de los turistas internacionales visitan humedales en general, aunque especialmente los de zonas costeras, la inversión del turismo vinculado a los humedales se puede estimar en alrededor de 925,000 millones de dólares estadounidenses anuales (Semarnat *et al.*, 2012). Si a esto se suman los ingresos del turismo doméstico y los desplazamientos diarios con fines recreativos, el valor económico generado por el turismo en los humedales crece enormemente. Lo anterior refleja uno de los motivos para conservar los humedales, no el más importante, pero sí uno de los más convincentes, ya que aunque se sabe que los humedales son importantes y deben conservarse, no hay una idea clara sobre los servicios ambientales que prestan y su relación directa con la vida humana.

Sin embargo, a pesar de que existen buenas prácticas con respecto a la gestión de los sitios Ramsar, también es cierto que a pesar del compromiso de manejarlos racionalmente por parte de los miembros de la convención de Ramsar, existen factores que no facilitan este hecho, por ejemplo, los múltiples intereses con respecto al uso del suelo en las costas. Esto provoca que aun con legislación local que proteja los humedales se sucumba ante la tentación de inversiones millonarias para proyectos turísticos de gran escala, con la promesa de beneficios locales y colaboración en la conservación de los sitios.

Para que los sitios Ramsar desarrollen actividades turísticas de forma sustentable, es necesario el acuerdo entre los diferentes actores en el uso de los humedales costeros: los planificadores que ordenan el uso del territorio y los que formulan las políticas nacionales y locales para el uso y manejo de los humedales; los operadores turísticos; los grupos académicos, de investigación y ONG y, los administradores locales y la comunidad.

El turismo actualmente pasa por un periodo de crecimiento sin precedente, pero también de oportunidades y de cambio; se ha convertido en una de las fuerzas más poderosas e influyentes del mundo, pero también de las menos analizadas como lo señala la revista *Smithsonian* en su edición especial de turismo (Caruso, 2013).

Este poder puede aprovecharse en el manejo sustentable de los humedales costeros, especialmente los reconocidos como sitios Ramsar. A través del turismo sustentable podría articularse las actividades entre las distintas autoridades y territorios. Los recursos financieros y humanos han resultado insuficientes para el manejo de los humedales, el turismo también

puede representar una opción. En tanto los países costeros tengan poca capacidad de manejo (financiero y técnico) de los humedales en general, la urbanización y las actividades económicas, entre ellas el turismo, representan una amenaza que puede convertirse a su vez en oportunidad.

Referencias

- Álvarez, J., *Una visión de turismo de naturaleza en los sitios Ramsar de la costa de Tomatlán, Jalisco*, tesis de licenciatura en turismo, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, 2013.
- Barrera, J., «Del Nuevo Cancún azul al Chalacatepec rojo», http://www.milenio.com/firmas/jaime_barrera_rodriguez/Nuevo-Cancun-azul-Chalacatepec-rojo_18_160963929.html (consultado el 22 de noviembre de 2013).
- Caruso, M., «From the Editor», <http://www.smithsonianmag.com/magazine/from-the-editor-apr-13-5482254/#ixzz2sSeBYS1m> (consultado el 2 de noviembre de 2013).
- Cater, E., «Sustainable tourism in the third world: problems and perspective», [http://www.reading.ac.uk/web/FILESgeographyandenvironmental science/Sustainable_Tourism_in_the_Third_World_-_Dr_E_Cater.pdf](http://www.reading.ac.uk/web/FILESgeographyandenvironmental%20science/Sustainable_Tourism_in_the_Third_World_-_Dr_E_Cater.pdf) (consultado el 25 de septiembre de 2013).
- CESD, «Global Trends in Coastal Tourism: Center on Ecotourism and Sustainable Development», http://www.responsibletravel.org/resources/documents/reports/Global_Treds_in_Coastal_Tourism_by_CESD_Jan_08_LR.pdf (consultado el 24 de noviembre de 2013).
- CONANP, «Humedales mexicanos de importancia internacional. Sitios Ramsar», <http://ramsar.conanp.gob.mx/sitios.php#top> (consultado el 6 de diciembre de 2013).
- Cornejo-Ortega, J. L., R. M. Chávez-Dagostino y B. H. Massam, «Sustainable Tourism: Whale Watching Footprint in the Bahía de Banderas, México», *Journal of Coastal Research*, 29 (6) (2013), pp. 1445-1451.
- CREST, «Modelos Alternativos de Desarrollo y Buenas Prácticas para el Turismo Costero Sostenible: Un Marco para la Toma de Decisiones en México», <http://www.responsibletravel.org/resources/documents/reports/Modelos%20Alternativos%20de%20Turismo%20Costero%20en%20Mexico.pdf> (consultado el 27 de septiembre de 2013).

- Chávez Dagostino, R. M., *Huella ecológica y desarrollo sustentable: Un enfoque regional en la costa norte de Jalisco, México*, tesis de doctorado en ciencias para el desarrollo sustentable, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, 2007.
- Gössling, S., «Global environmental consequences of tourism», *Global Environmental Change*, 12 (2002), pp. 283-302.
- FAO, «Major Fishing Areas», <http://www.fao.org/fishery/area/search/en> (consultado el 6 de diciembre de 2013).
- Hosteltur, «Informe de perspectivas. Mercados emisores y segmentos que más crecerán hasta 2017», http://www.hosteltur.com/149470_mercados-emisores-segmentos-creceran-2017.html (consultado el 6 de diciembre de 2013).
- Lara-Lara, J. R. y otros, «Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales», http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/Vol%20I/I04_Losecosistemascos.pdf (consultado el 6 de diciembre de 2013).
- López, C. A., *Cambio climático y turismo: adaptación de la población costera de Jalisco ante sus efectos*, tesis maestría en ciencias de la salud ambiental, CUCBA, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, 2013.
- Llorente-Bousquets, J., y S. Ocegueda, «Estado del conocimiento de la biota», <http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/quees.html> (consultado el 6 de diciembre de 2013).
- Martínez-Tarragó, T., *Manual para la Identificación, Formulación y Evaluación de Empresas de Turismo Rural en México*, Sectur, México, 2002.
- Matthews, G. V. T., *The Ramsar Convention on Wetlands: its History and Development*, Published by the Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland, 1993.
- Myers, N., *The Gaia Atlas of planet management*, Pan, London-Sidney, 1985.
- Nuño, A., «Proyectos turísticos de Costalegre tendrán inversión millonaria: 2013», <http://www.lajornadajalisco.com.mx/2013/08/01/en-5-anos-la-ip-invertira-mas-de-21-mil-mdp-en-proyectos-turisticos-de-costalegre/> (consultado el 20 de octubre de 2013).
- OMT, PNUMA y OMM, «Cambio climático y turismo. Responder a los retos mundiales», <http://sdt.unwto.org/sites/all/files/docpdf/summarydavoss.pdf> (consultado el 24 de noviembre de 2013).
- , RAMSAR, PNUMA, CONANP y SEMARNAT, «Turismo de humedales: una gran experiencia 2012», <http://www.ramsar.org/pdf/wwd/12/Mexico3.pdf> (consultado el 4 de noviembre de 2013).

- , *Panorama OMT del turismo Internacional*, OMT, Madrid, 2013.
- Ramsar, «10a Reunión de la Conferencia de las Partes Contratantes en la Convención sobre los Humedales 2008: Humedales sanos, gente sana», http://www.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-cops-cop10-10th-meeting-of-the-19349/main/ramsar/1-31-58127%5E19349_4000_2 (consultado el 25 de agosto de 2013).
- , «Informe Nacional sobre la aplicación de la Convención de Ramsar sobre los humedales 2012», <http://www.ramsar.org/pdf/cop11/nr/cop11-nr-honduras.pdf> (consultado el 2 de julio de 2013).
- , «The Ramsar Sites Database: search for sites 2013», <http://ramsar.wetlands.org/Database/SearchforRamsarsites/tabid/765/Default.aspx> (consultado el 22 de agosto de 2013).
- , «The list of wetlands of international importance 2014», <http://www.Ramsar.org/pdf/sitelist.pdf> (consultado el 20 de enero de 2014).
- Roldán, A., C. A. Pérez y M. Garza, «Arco del Pacífico latinoamericano y ASEAN: oportunidades de cooperación birregional», http://ceaa.colmex.mx/aladaa/memoria_xiii_congreso_internacional/ (consultado el 12 de diciembre de 2013).
- SEMADES, «Gobierno del Estado de Jalisco. Sistema de información Geográfica Ambiental. Obtenido de Proyecto de Ordenamiento Ecológico Territorial Local de Tomatlán, Jalisco», <http://siga.jalisco.gob.mx/ordenamiento/05/inicio.htm> (consultado el 4 de septiembre de 2012).
- SEMARNAT, INEGI, CONABIO, CONANP, INE y CONAGUA, *Documento Estratégico Rector del Inventario Nacional de Humedales*, Semarnat, México, 2008.
- , *Estrategia mexicana de Comunicación, Educación, Concienciación y Participación (CeCop) en humedales 2010-2015*, Semarnat, México, 2010.
- , PNUD, SECTUR y CONANP, «Turismo de humedales: Una gran experiencia», http://www.ramsar.org/pdf/wwd/12/Mexico3a_report.pdf (consultado el 25 de agosto de 2013).
- Silva-Bátis, F., «Humedales de México. Obtenido de Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR) versión 2006-2008, Estero Majahuas, CONANP», <http://Ramsar.conanp.gob.mx/lsr.php> (consultado el 26 de octubre de 2013).
- , S. Hernández-Vázquez y V. H. Galván-Piña, «Humedales de México. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR) versión 2008, CONANP», <http://Ramsar.conanp.gob.mx/lsr.php> (consultado el 26 de octubre de 2013).
- UNAM, *Diccionario Geomorfológico*, UNAM, México, 1989.

- UICN, *Seguimiento de las Directrices de la Convención Ramsar en la Planificación de los Humedales de Importancia Internacional en Centroamérica*, Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN), San José, Costa Rica, 2002.
- Uyarrá, M. C., I. Coté, J. Gill, R. Tinch, D. Viner y A. Watkinson, «Island-specific preferences of tourist for environmental features: implications of climate change for tourism-dependent states», *Environmental Conservation*, 32 (1) (2005), pp. 11-19.
- Wearing, S. y J. Neil, *Ecotourism. Impacts, Potentials and Possibilities*, Butterworth-Heinemann, Oxford, 1999.

Ecología de aves acuáticas

Salvador Hernández-Vázquez, Jesús Manuel Bojórquez-Castro
Diego Adolfo González-Zamora, Francisco Hernández-Vázquez
Jorge Arturo Rojo-Vázquez, Víctor Hugo Galván-Piña

¿Qué son las aves acuáticas?

Las aves acuáticas tienen caracteres adaptativos generales que responden a una evolución ligada a los medios acuáticos, ya sean marinos, costeros o continentales. Por lo tanto, dependen de este medio para sobrevivir, o completar alguna parte de su ciclo de vida. Estas aves presentan una gran variedad de tamaños y coloridos, que por supuesto, las distingue de las aves terrestres. Entre sus características generales algunas destacan por su tamaño, cuellos y patas largas (garzas, cigüeñas, ibis), patas palmeadas adaptadas para el buceo o nado (patos y aves marinas), aves de tamaño pequeño a mediano con patas delgadas y largas, con picos largos rectos o curvos y patas semipalmeadas (playeros y chorlos).

Las aves acuáticas han desarrollado diversas adaptaciones morfológicas y fisiológicas para hacer mejor uso de los recursos que brindan los humedales. Otras como muchos paseriformes, no exhiben adaptaciones particulares al medio acuático y utilizan estos ambientes en forma temporal, solo durante el periodo de anidación y cría. Algunas de las especies de aves acuáticas son muy conocidas, como las garzas y algunas aves marinas (pelicanos y gaviotas), pero hay otras menos conocidas como las gallaretas o las aves playeras. Sin embargo, todas tienen una característica en común, dependen de los humedales (pantanos, ciénagas, manglares, lagunas, estuarios y mar) y otras áreas ribereñas (Estrada-Acosta y Puerta-Calderiuz, 2013).

Importancia de las aves acuáticas

Históricamente las aves han formado parte importante en diferentes culturas prehispánicas; representaban valores religiosos, formaban parte importante en sus rituales y cosmogonía, fuente importante de alimento (guajolotes, faisán, palomas y diferentes especies de codornices). El plumaje de algunas aves servía para adornar sus cuerpos y para distinguir algunos rangos y jerarquías, por ejemplo Moctezuma, que fue el último emperador azteca se distinguía por un colorido penacho con plumas de quetzal (CONABIO, 2013). En la cultura Maya algunas aves fueron de gran importancia, por ejemplo, el colibrí era muy respetado, en el concepto contrastante de amor y guerra, se le consideraba como afrodisíaco, y se le asociaba al embarazo y el parto. Por su parte, al zopilote se le asociaba con la transformación de lo muerto a lo vivo, el que limpia las tierras (Mackinnon, 2005). Las aves, también han servido de inspiración en la poesía, la música y las fábulas, son vistas a menudo como símbolos de libertad, fortaleza y agilidad (Kushlan *et al.*, 2002), y son usadas como emblemas en muchos países.

Las aves son parte integral de la dinámica de los ecosistemas y por su posición en la cadena trófica desempeñan una gran función biológica como dispersores de semillas, polinizadores, controladores de plaga, y en el caso de las aves marinas son indicadoras de zonas productivas.

Hoy en día la importancia económica de las aves se ha incrementado debido a que son consideradas como un recurso natural de gran valor ecológico y económico. La cacería y la observación de aves (*birdwatching*) representan derrames económicos de millones de dólares anuales en Estados Unidos y Canadá (CCA, 1999; Kushlan *et al.*, 2002). En México la cacería de aves acuáticas deja ingresos estimados de 508.2 millones de pesos (Semarnat, 2008b). El ecoturismo, a menudo relacionado con la observación de aves, se está convirtiendo en una alternativa económica ambiental favorable. Para las personas que habitan los ecosistemas de humedales la conservación de la avifauna empieza a ser una opción más viable que la tala de árboles y la agricultura de subsistencia, que dan como resultado la deforestación y la destrucción de los hábitats de vida silvestre (CCA, 1999).

Además de este uso no conflictivo, las aves acuáticas son utilizadas como indicadoras de la calidad ambiental y de la salud del ecosistema (Velando y Freire, 1999; Kushlan *et al.*, 2002), debido a su alta sensibilidad a cambios en los hábitats acuáticos y en la abundancia de sus presas

(Ainley *et al.*, 1996), y a las perturbaciones por actividades antrópicas (Cornelius *et al.*, 2001; Rodgers y Schwikert, 2003).

Gremios y su estrategia alimentaria

Las aves acuáticas han desarrollado diferentes adaptaciones y estrategias en función del tipo de hábitat y clase de alimento. Con base en esto, las especies pueden unirse en gremios o grupos funcionales, como; aves marinas, chorlos y playeros, aves zancudas (garzas, cigüeñas, ibis, espátulas), patos y especies afines como rálidos y zambullidores. Hay otras aves que también dependen de los ambientes acuáticos, sin embargo, debido a sus características no entran en los grupos anteriores (Cuadro 1) (Hernández-Vázquez *et al.*, 2010).

Algunas especies se les conoce como aves marinas costeras debido a que permanecen casi la totalidad de su tiempo en el límite de la plataforma continental, llegando a incursionar mar adentro solo para obtener su alimento (por ejemplo: pelicanos, gaviotas y fragatas). Otras conocidas como aves marinas pelágicas pasan gran parte de su vida en mar abierto y solo se les encuentra en islas durante la época reproductiva (ejemplo: albatros y petreles). Este gremio está formado principalmente por aves cuya estrategia de alimentación consiste en buscar a sus presas al vuelo y capturarlas en la superficie introduciendo solo su pico, o bien, realizando buceos someros o profundos. Aunque son generalmente piscívoras, hay especies que se alimentan de invertebrados marinos, son depredadoras de pollos de otras aves, incluso se les observa alimentándose en basureros y desechos dejados por pescadores y turistas en las playas. Otras aves como fragatas y gaviotas son cleptoparasitas, que básicamente es una forma de alimentación donde un ave se aprovecha de presas o alimentos que otra ha capturado.

Los chorlos y playeros son un grupo de aves que se observa corriendo en las orillas de los humedales y playas alimentándose en áreas húmedas con sedimentos blandos o en aguas muy someras. Otras especies, como del género *Phalaropus* también se les observa nadando y alimentándose en aguas más profundas de humedales o bahías. Se alimentan de una gran variedad de invertebrados acuáticos que capturan sondeando el sedimento con el pico, o bien, tomándolas directamente de la superficie o dentro de las partes más someras de los cuerpos de agua (Paulson, 1993).

Cuadro 1. Principales familias y especies de aves acuáticas en Norteamérica y México.

| Gremios | Familias | Norteamérica A.O.U. 2013 (suplemento 53) | México (Howell y Webb 1995) |
|---|-------------------|--|-----------------------------------|
| Patos, gansos, cisnes y especies similares | Anatidae | 70 | 40 |
| | Gaviidae | 5 | 4 |
| | Podicipedidae | 8 | 6 |
| | Rallidae | 29 | 15 |
| | Heliornithidae | 1 | 1 |
| | Anhingidae | 1 | 1 |
| Aves zancudas | Ardeidae | 30 | 16 |
| | Threskiornithidae | 8 | 4 |
| | Phoenicopteridae | 1 | 1 |
| | Ciconiidae | 2 | 2 |
| | Aramidae | 1 | 1 |
| | Gruidae | 3 | 2 |
| Playeros y chorlos | Charadriidae | 18 | 10 |
| | Recurvirostridae | 3 | 2 |
| | Haematopodidae | 3 | 2 |
| | Jacaniidae | 2 | 1 |
| | Scolopacidae | 66 | 35 |
| | Glareolidae | 2 | |
| | Burhinidae | 1 | 1 |
| Aves marinas | Procellariidae | 39 | 22 |
| | Diomedeidae | 8 | 3 |
| | Hydrobatidae | 16 | 6 |
| | Phaethontidae | 3 | 3 |
| | Fregatidae | 3 | 2 |
| | Phalacrocoracidae | 6 | 4 |
| | Sulidae | 7 | 5 |
| | Pelecanidae | 2 | 2 |
| | Laridae | 58 | 39 |
| | Stercorariidae | 5 | 5 |
| | Alcidae | 23 | 8 |
| Otros | Alcedinidae | 6 | 5 |
| | Pandionidae | 1 | 1 |

Las aves zancudas, como las garzas, ibis, cigüeñas y grullas, entre otras; son aves de tamaño mediano a grande, de patas y cuellos muy largos. Estas aves se alimentan vadeando en aguas someras y capturan sus presas ya sea al acecho (p. ej. garzas) o buscándolas de forma más activa (ibis, espátulas). Se alimentan de una gran variedad de organismos, como; insectos, pequeños reptiles, roedores, invertebrados marinos, peces, o como los flamencos que se alimentan mediante filtración de crustáceos, algas y moluscos. La filtración de comida lo hacen con estructuras filamentosas llamadas lamelas (pequeñas láminas que están en las mandíbulas), y una lengua áspera y grande.

Es común observar aves zancudas alimentándose en sitios donde se da la comunicación del agua estuarina con la marina, debido a las características físicas y biológicas que prevalecen en este sitio. Estas se ven favorecidas por el efecto de las mareas, ya que con el flujo y reflujo de las mismas se introduce el alimento al estero, como; camarones, insectos acuáticos, peces pequeños, cangrejos y moluscos, presas importantes para estas especies de aves (Morris *et al.*, 2002).

Los patos, gansos, cisnes y especies similares (ráldos, zambullidores) se alimentan tanto en el nivel del espejo de agua como dentro de la columna de agua. Su alimentación es muy variada, comprende plantas acuáticas, semillas, insectos, invertebrados marinos y hasta pequeños peces. En los patos, hay especies que se alimentan en la superficie, sumergiendo solo la parte media del cuerpo para tomar su alimento y dejando la parte posterior del mismo por encima de la superficie. Mientras que los patos buceadores se alimentan sumergiendo la totalidad del cuerpo en el agua, buceando hasta 2.5 m de profundidad (Carrera, 2004).

Hay otras especies de aves acuáticas que no se agrupan dentro de los gremios anteriores, tal es el caso de las especies de Martín pescador, águila pescadora, el gavilán caracolero y algunas golondrinas.

Distribución de aves acuáticas

Gracias a la capacidad de volar las aves tienen mayor movilidad y áreas de distribución relativamente más amplias que los otros grupos de vertebrados. Sin embargo, esta distribución obedece a una serie de factores requeridos para completar sus necesidades de alimentación, descanso y reproducción. En una escala grande (continental), los gradientes latitudi-

nales influyen en las características de los factores físicos, como temperatura y precipitación. Los cambios en temperatura al norte del continente limitan la disponibilidad del alimento, obligando a las aves a desplazarse grandes distancias a lo largo de todo el continente americano en busca de condiciones adecuadas para alimentarse.

En México, las aves acuáticas residentes y migratorias presentan un claro patrón en la distribución tanto altitudinal como latitudinal. Ramírez-Bastida *et al.* (2008) realizó un análisis espacial de 131 especies de aves acuáticas en México. Estos autores reportaron que el mayor número de especies migratorias y residentes se distribuían principalmente en altitudes bajas (0-100 m), entre los 17° y 22° N y 87° y 100° O, correspondiendo a la vertiente del golfo de México. También presentan un número importante de especies en la costa de Sonora y Sinaloa. Por su parte, el mayor número de especies endémicas lo registraron en la parte central del país.

La distribución de las aves a una menor escala, depende de las características particulares de cada humedal, como; tipos de sustratos, cambios en mareas, variación en el nivel del agua, tamaño de los sitios de alimentación, disponibilidad del alimento, estrategias de alimentación, competencias, depredación, sitios para anidar, entre otras (Frederick y Collopy, 1989).

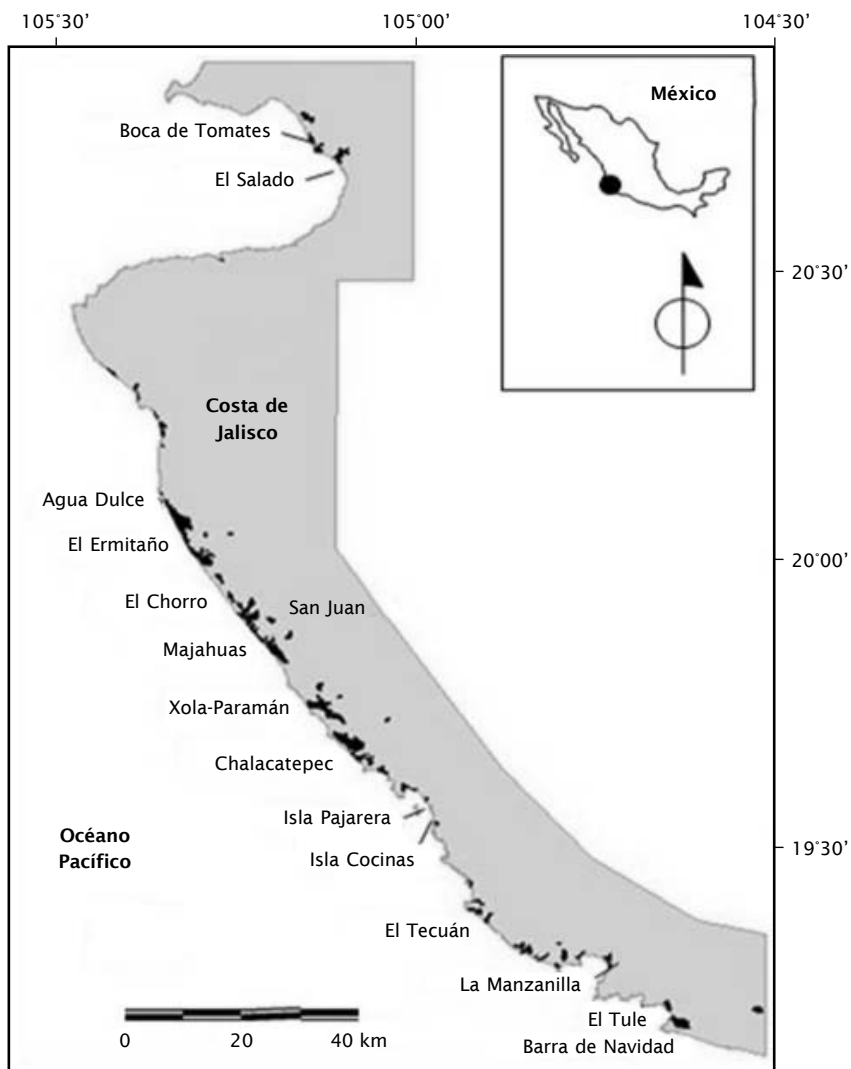
Algunos autores como Ysebeart (2000) menciona que el factor más importante que afecta la distribución y abundancia de las especies de aves acuáticas es la diversidad y sustentabilidad de los hábitats. Mientras que Butler *et al.* (2001) consideran que para muchas aves, en particular las migratorias, la abundancia y disponibilidad del alimento es un factor determinante en la distribución de las aves, sobre todo para aquellas especies que se alimentan en hábitats intermareales (Yates *et al.*, 1993), debido a que tienden a concentrarse donde la densidad y disponibilidad de las presas son relativamente altas y la energía requerida para alimentarse es relativamente baja (Goss-Custard, 1977).

En los últimos años se ha incrementado el interés por describir la distribución de las especies de aves en diferentes escalas. Este interés ha sido favorecido con los avances en la tecnología (percepción remota, Sistemas de Información Geográfica) que han contribuido en nuestra habilidad para realizar análisis complejos de escalas espaciales y temporales más amplias (Mason y Brandt, 1999), lo que ha permitido que una nueva generación de trabajos pueda continuar enriqueciendo nuestro entendimiento sobre la distribución de los organismos.

Caso de estudio: Costa de Jalisco, México

La costa del estado de Jalisco se ubica al occidente de México, en el Pacífico central mexicano. Tiene una línea de costa de 350 km que se ubican entre las coordenadas $19^{\circ} 13' 05''$ y $20^{\circ} 43' 33''$ de latitud N y entre $104^{\circ} 39' 03''$ y $105^{\circ} 40' 11''$ de longitud W (Figura 1).

Figura 1. Humedales e islas de la costa de Jalisco donde se han realizado estudios de aves.



Con base en información obtenida en las diferentes investigaciones realizadas en la costa de Jalisco se ha generado una base de datos que ha sido usada para conocer la distribución de las especies de aves acuáticas. Se ha reportado un total 130 especies de aves con hábitos acuáticos costeros, de las cuales 18 se encuentran citadas en la Norma Oficial Mexicana con alguna categoría de Protección (ocho amenazadas y 10 sujetas a protección especial) (Semarnat, 2010); cinco en la IUCN como «casi amenazadas» y una en «peligro crítico» (IUCN, 2013).

En Jalisco, los humedales costeros con el mayor número de especies fueron la laguna Agua Dulce (79), estero Majahuas (78) y estero El Ermitaño (76), mientras que el menor número de especies fue registrado en las islas Cocina y Pajarera, con 20 y 17 especies, respectivamente (Cuadro 2). Los humedales más importantes en términos de riqueza y abundancia de aves acuáticas fueron la laguna Agua Dulce, estero El Ermitaño y la laguna Xola-Paramán. Estos sitios se caracterizan por ser los humedales de mayor tamaño, además de tener poca actividad humana, aguas someras, sitios protegidos por grandes dunas y sustratos blandos (arenosos y lodosos). Estas características permiten que un mayor número de aves se concentre en ellos para alimentarse, descansar, pernoctar y anidar.

Las garzas fue un grupo que presentó un patrón de distribución diferente a los demás gremios (marinas, playeras y patos, gansos y especies similares); se asociaron más a los humedales pequeños donde la vegetación y sobre todo los manglares fueron abundantes, presentando un patrón de distribución más amplio, siendo principalmente el estero Majahuas y todos los humedales localizados en la parte sur de la costa de Jalisco donde se presentó el mayor número de especies y la mayor abundancia.

Reproducción

La ecología y biología reproductiva de las aves es un factor importante a considerar para la protección de las mismas. Esta importancia radica en el simple hecho de que al proteger las áreas reproductivas se evitará que la población de una especie desaparezca o disminuya, o a que las especies reproductivas con alguna categoría de protección puedan recuperarse. Por esto, cuando hay una limitación en los sitios de reproducción (por la destrucción de hábitats) la protección y el manejo de sus hábitats es esencial para mantener la población saludable (Amat *et al.*, 1985, Kushlan *et al.*, 2002).

Cuadro 2. Número de especies registradas en los diferentes humedales e islas de la costa de Jalisco, México.

| Sitio | Número de especies | Fuente |
|----------------------------|--------------------|--|
| HUMEDALES | | |
| Laguna Barra de Navidad | 63 | Hernández-Vázquez, 2005b Hernández-Vázquez <i>et al.</i> , 2010 y 2012b |
| Laguna el Tule | 56 | Hernández-Vázquez <i>et al.</i> , 2010 |
| Estero La Manzanilla | 55 | Hernández-Vázquez, 2000 Hernández-Vázquez <i>et al.</i> , 2010 |
| Laguna de Chalacatepec | 59 | Hernández-Vázquez <i>et al.</i> , 2010 |
| Laguna Xola-Paramán | 66 | |
| Laguna de San Juan | 36 | |
| Estero Majahuas | 78 | Hernández-Vázquez <i>et al.</i> , 2010 y 2002 |
| Estero El Chorro | 66 | Hernández-Vázquez y Mellink, 2001 |
| Estero El Ermitaño | 76 | Hernández-Vázquez, 2005a y 2005b |
| Laguna Agua Dulce | 79 | Hernández-Vázquez <i>et al.</i> , 2010 |
| Estero El Salado | 28 | Cupul-Magaña, 2000a |
| Boca de Tomates-Boca Negra | 54 | Martínez-Martínez y Cupul-Magaña, 2002 Cupul-Magaña, 2004a |
| ISLAS | | |
| Isla Cocina | 20 | Hernández-Vázquez <i>et al.</i> , 2010 y 2012b |
| Isla Pajarera | 17 | |

Las aves acuáticas han desarrollado diferentes estrategias de anidación con el fin de asegurar un mayor éxito reproductivo. Algunas se concentran en grandes cantidades para anidar y se les conoce como aves coloniales, mientras que otras anidan de forma aislada. La mayoría de las aves marinas son ejemplos de aves coloniales, y una característica de estas es que tienen una estrategia «k», un tamaño de nidada bajo (de uno a cuatro huevos por nido, dependiendo de la especie) y los pollos al nacer son altriciales o nidícolas, es decir, que nacen sin pulmón y dependen totalmente de los padres para sobrevivir las primeras semanas de vida. Por su parte, las aves no coloniales tienen una estrategia reproductiva «r», el

tamaño de nidada es grande y los pollos nacen con pulmón y pueden alimentarse por sí solos, por lo que reciben casi ningún tipo de apoyo de los padres.

Caso de estudio: Especies que anidan en humedales e islas de Colima y Jalisco

En el Pacífico central mexicano, particularmente en los estados de Jalisco y Colima, se han registrado 50 especies de aves acuáticas y marinas anidando en los humedales costeros y sistemas insulares. Los sitios con el mayor número de especies reproductivas han sido la laguna de Cuyutlán con 23 especies (Mellink y Riojas-López, 2007; Mellink *et al.*, 2007), Bahía de Banderas con 18 especies (Cupul-Magaña, 2000a y 2000b; Cupul-Magaña, 2004a y 2014b), isla San Benedicto (archipiélago de Revillagigedo) con 13 especies (Brattstrom y Howell, 1956; Brattstrom, 1990; Pitman y Ballance, 2002) y laguna Chalacatepec, con 12 especies (Hernández-Vázquez *et al.*, 2010; Hernández-Vázquez [datos no publicados]) (Cuadro 3).

Por su parte, el mayor número de parejas reproductivas ha sido observado en las islas, particularmente la isla Peña Blanca y Marietas (Bahía de Banderas). Ha sido estudiado y documentado que el anidar en islas reduce el riesgo de depredación de huevos, pollos y adultos por algunos depredadores terrestres continentales (Yorio *et al.*, 2001). El anidar en colonias reproductivas, como las observadas en las islas es un patrón común en muchas aves marinas y aunque puede traerle desventajas (parasitismo, enfermedades y competencia), el hecho es que este comportamiento debe traerle más beneficios que desventajas, como protección contra depredadores, selección de parejas, entre otras (Schreiber y Burger, 2002).

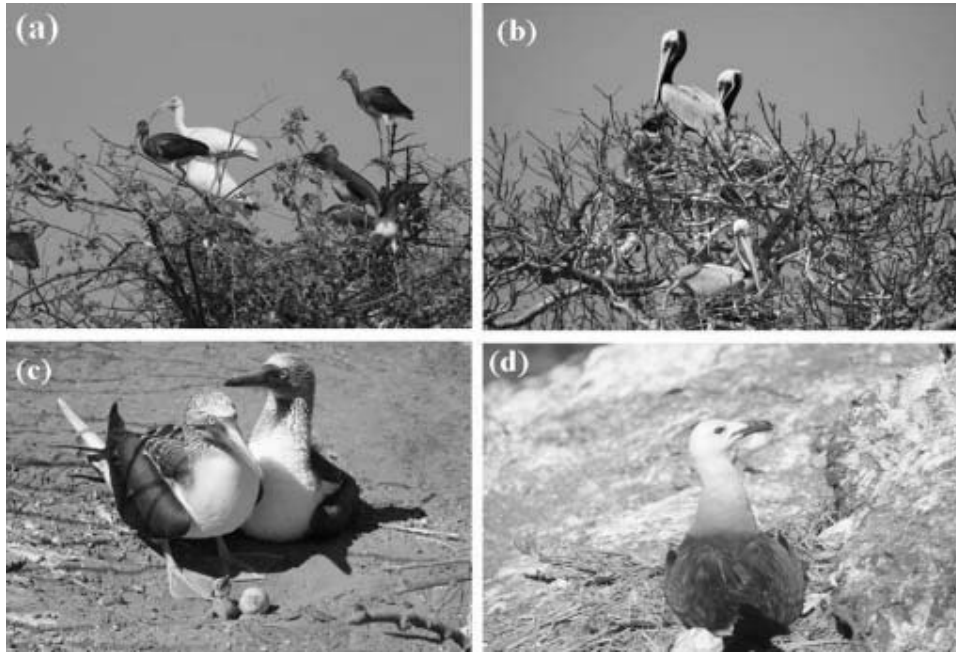
Los sustratos de anidación registrados en la costa de Jalisco y Colima son muy variados. En las islas algunas aves como pelicanos café (*Pelecanus occidentalis*), ibis blanco (*Eudocimus albus*) (Figuras 2a y 2b) y especies de garzas establecieron sus nidos en arbustos, cactus y árboles, con alturas que van desde 1 a 7 m. Otras como los bobos (*Sula leucogaster*, *S. nebouxii* y *S. dactylatra*) y la gaviota ploma (*Larus heermanni*) prefirieron los sustratos rocosos, arenosos y playas de cantos rodados para anidar (Figuras 2c y 2d) (Hernández-Vázquez *et al.*, 2012a).

En los humedales costeros anidaron principalmente las especies de la familia Ardeidae. Este grupo de aves usó los manglares y vegetación acuá-

viene de la página anterior...

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-------------------|----------------|---|---|----------------|---|---|---|---|---|----|----|---|---|---|----|---|----------------|----------------|-------------------|
| <i>Puffinus auricularis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | X ⁹ | X ⁹ | X ^{9,11} |
| <i>Puffinus pacificus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | X ⁹ | | X ^{9,11} |
| <i>Rallus longirostris</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rynchops niger</i> | X ^{1,12} | | | | X ³ | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Onychoprion anaethetus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Thalasseus elegans</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sterna forsteri</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Onychoprion fuscatus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sternula antillarum</i> | X ³ | X ³ | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sula dactylatra</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sula granti</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sula leucogaster</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sula neboxii</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sula sula</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Tachybaptus dominicus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Thalasseus maximus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Total de especies | 9 | 2 | 3 | 1 | 12 | 5 | 1 | 6 | 9 | 8 | 18 | 23 | 4 | 9 | 2 | 10 | 4 | 13 | 4 | |

Figura 2. Características de los nidos de algunas aves acuáticas; (a) *Eudocimus albus*, (b) *Pelecanus occidentalis*, (c) *Sula nebouxii* y (d) *Larus heermanni*.



tica para ubicar sus nidos. Este tipo de vegetación le provee de material de construcción y de sustratos con ramas gruesas que puedan soportar su peso, además del nido. Otras aves como rayadores, charrânes, avocetas y rayadores seleccionaron pequeños islotes de arena que se forman en algunas lagunas, como se ha observado en la laguna Agua Dulce y Xola-Paramán, en la parte central de la costa de Jalisco. Estos sitios rodeados de agua protegen los nidos contra algunos depredadores terrestres (Hernández-Vázquez *et al.*, 2010). Sin embargo, los pollos deben abandonar el nido antes de que la lluvia aumente y el nivel del agua se incremente, de lo contrario morirán ahogados por la inundación de los islotes.

El número de huevos por nido registrados en la costa e islas de Jalisco y Colima es muy variado. Las especies coloniales pueden tener desde un huevo (ejemplo el Rabijunco pico rojo; *Phaethon aethereus*) hasta cuatro huevos por nido (Pelicano café; *Pelecanus occidentalis*). Las especies no coloniales pueden registrar alrededor de 20 huevos en cada nido, tal es el caso del Pijije ala blanca (*Dendrocygna autumnalis*) que registró de 16 a 22 huevos por nido (Hernández-Vázquez *et al.*, 2010).

Migración

Las condiciones ambientales de muchos organismos son afectadas por los cambios diurnos y nocturnos y por los movimientos de la tierra, que a su vez causan cambios en las condiciones ambientales a las cuales los animales deben adaptarse para sobrevivir. Como una estrategia de supervivencia los organismos deben de migrar en busca de lugares más óptimos para alimentarse o reproducirse (Berthold, 2001).

El fenómeno de la migración no es exclusivo de las aves, también se da en cetáceos, algunos murciélagos, focas, renos, antilopes, tortugas marinas, mariposas, langostas, peces e incluso en gusanos marinos, por mencionar algunos.

En las aves la migración se puede definir como «el cambio en la distribución geográfica de una especie, que involucra el desplazamiento de ida y regreso entre su sitio de reproducción y otra localidad, de manera cíclica, en épocas relativamente constantes» (Naranjo, 2004). Este proceso está motivado principalmente por la disminución en la disponibilidad y abundancia del alimento en latitudes altas (Berthold, 2001). Durante el verano, en las latitudes altas el alimento está disponible en grandes cantidades, mismo que es aprovechado para reproducirse y cuidar su descendencia. Cuando el clima cambia y los sitios de alimentación se reducen por el congelamiento de los humedales, hay una disminución en la disponibilidad del alimento, por lo cual las aves se ven forzadas a migrar a latitudes más bajas donde el alimento es más abundante (Ocampo-Peñuela, 2010).

Las aves migratorias Neotropicales son aquellas que se reproducen en los Estados Unidos y Canadá durante el verano, generalmente entre mayo y septiembre, y que pasan el resto del año en México, Centroamérica, Sudamérica o las islas del Caribe. Cerca de 338 especies de 650 que generalmente se encuentran en el norte de México migran al sur del trópico de Cárter durante el invierno, de las cuales 115 son aves acuáticas migratorias (Rappole, 1995).

Una vez que las aves han concluido la anidación y escasea el alimento abandonan estas áreas, iniciando con la migración postnupcial u otoñal (finales de verano y principios de otoño) viajando grandes distancias hacia los trópicos y sur del Ecuador (Myers *et al.*, 1987). Al llegar a los sitios donde pasan el invierno, deberán competir por recursos con las especies residentes altamente especializadas. Después de completar esta migración y sobrevivir en estas comunidades realizan su migración prenupcial o

primaveral (finales de invierno y principios de primavera), regresando nuevamente a sus áreas de reproducción, momento en el cual los recursos alimentarios alcanzan su nivel más alto (Rappole, 1995; Berthold, 2001).

Orientación

Las aves han desarrollado diferentes estrategias para orientarse durante la migración. Las que migran durante el día, además de guiarse por la posición del sol, memorizan las referencias físicas del terreno. Las que lo hacen durante la noche toman como referencia la posición de la luna y las estrellas. Existen pruebas de que las aves se guían por los campos magnéticos de la Tierra (Rappole, 1995; Berthold, 2001), el cual pueden percibir a través de una brújula magnética que además de orientarse les permite ver su dirección correctamente (Zapka *et al.*, 2009).

Rutas migratorias

La ruta migratoria se define como el medio de expresar la dirección de tránsito y la distribución geográfica de las aves. Durante este proceso, las aves siguen rutas ya definidas, conocidas como corredores migratorios. Para las aves acuáticas existen cuatro rutas o corredores migratorios: la ruta del Pacífico, la ruta central, la del golfo y la del Atlántico.

Distancia que recorren las aves migratorias

La distancia que recorren las aves durante su migración puede variar entre las especies, y depende del clima y si la migración es diurna o nocturna. Por lo general suelen situarse entre 50 y 200 km por día, aunque las aves más potentes y veloces pueden recorrer entre 200 y 400 km diarios. Las aves que migran durante la noche suelen recorrer distancias más largas, entre 400 y 500 km, e incluso en noches con viento favorable pueden llegar a recorrer hasta 800 km por día. La velocidad en la que vuelan depende también de la especie y dirección del viento durante el vuelo.

Las aves que migran durante el día para salvar los obstáculos físicos del terreno, recorren una distancia mucho mayor; para llegar al golfo de México algunas aves vuelan entre 1,800 y 3,000 km, tal es el caso del chorlito dorado que realiza trayectos de 3,000 km sin escala a una velocidad media de 90 km/h (Rappole, 1995; Berthold, 2001).

Algunas de las mayores migraciones son llevadas a cabo por las aves playeras que anidan en la tundra ártica del extremo norte de Canadá y que pasan el invierno en la tierra del Fuego, cuya distancia en una sola dirección se aproxima a 16,000 km. La Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP) en 2010 reportó que el playero rojizo (*Calidris canutus*) voló 26,700 km anuales, desde el ártico canadiense para reproducirse, después de pasar el invierno en la Patagonia, Argentina (RHRAP, 2010).

Principales amenazas de las aves acuáticas

Las aves se enfrentan a muchas amenazas que están directamente relacionadas con los impactos potenciales de las actividades humanas en la estructura de su hábitat, entre las que podemos citar; destrucción de los humedales continentales y costeros, especies introducidas e invasoras, contaminación, la mortalidad que infligen la industria pesquera y otras industrias que maneja el ser humano (Kushlan *et al.*, 2002), presencia de cantidades mayores de nutrientes en el medio marino costero o cerca de él, aumento más rápido del nivel del mar e intercepción e interrupción del flujo de agua y sedimentos (Silva-Bátiz *et al.*, 2008).

La pérdida de hábitat es sin duda la principal amenaza para la conservación de la biodiversidad. La destrucción de hábitats es originada principalmente por las actividades agrícolas, ganaderas, de extracción forestal así como turísticas (Boersma *et al.*, 2002). Las aves se ven afectadas por la pérdida de hábitats directa o indirectamente, debido a que la conversión de los mismos a terrenos agrícolas o para construcción produce mortalidad sobre los individuos además de que se reduce el espacio en donde se alimentan, reproducen y descansan las aves.

Las áreas insulares, enfrentan una serie de amenazas, entre las cuales destaca como la más importante la presencia de especies invasoras, en particular de mamíferos introducidos, como gatos, ratas, cabras, borregos y cerdos, entre otros (Aguirre Muñoz *et al.*, 2009).

Más a corto plazo, las actividades recreativas y de pesca, están teniendo efectos en el comportamiento de las aves acuáticas, impidiéndoles el acceso a las áreas de alimentación, a las áreas de descanso y a los sitios de anidación, ya sea por periodos cortos o a largo plazo (Beale, 2007). Si las aves no tienen sitios alternativos a los cuales desplazarse, o si el costo

energético es alto, entonces este tipo de perturbaciones puede tener impactos negativos en la supervivencia (Gill *et al.*, 2001).

Interacción entre el turismo y aves acuáticas

El valor de los humedales también se relaciona con los beneficios que obtiene el ser humano para su bienestar y recreación. Algunas de estas actividades (observación de fauna, senderismo, pesca, paseos en bote, etc.) pueden ser compatibles con estos ecosistemas, y generar ingresos que contribuyen a su conservación a nivel local, regional y nacional. Sin embargo, cada vez aumenta más la cantidad de visitantes a los humedales causando impactos negativos provocados por las actividades recreativas. Muchas de estas actividades son dependientes de la vida silvestre de los humedales, particularmente de la diversidad y abundancia de las aves acuáticas, considerado el elemento biótico más llamativos de estos (Anderson y Keith, 1980; Burger *et al.*, 2004).

Las actividades recreativas del ser humano pueden afectar a las poblaciones de aves acuáticas indirectamente, por la pérdida y modificación del hábitat. Sin embargo, de manera directa pueden provocar la muerte, el desplazamiento, y una reducción de los eventos reproductivos y los tiempos de alimentación de las aves (Burger *et al.*, 1995).

Por lo tanto, cualquiera de las actividades humanas relacionadas al turismo, son perturbaciones que pueden causar cambios en el comportamiento de las aves acuáticas (Burger *et al.*, 2004). Desafortunadamente, los picos de mayor actividad del ser humano, coinciden con la estación reproductiva de la mayoría de las especies de aves (Burger *et al.*, 1995), y las actividades recreativas pueden ocasionar una caída en las tasas de reproducción (Anderson y Keith, 1980; Beale, 2007), por la destrucción de huevos, reducción en la tasa de crecimiento de los pollos, abandono de los nidos, y modificación del comportamiento de los adultos (Cox *et al.*, 1994).

Las actividades recreativas más comunes que causan impactos en las aves acuáticas son; la pesca, paseos en lanchas de motor y vehículos todo terreno, y actividades deportivas como correr y caminatas, y en muchas ocasiones pisan los nidos y los pollos, o espantan a las aves adultas, y estas dejan de empollar los huevos (McGowan y Simons, 2006). De igual manera dispersan a las aves de sus áreas de alimentación, lo que implica

un mayor gasto de energía para alimentarse. Las aves que no pueden compensar el tiempo de alimentación perdido, es más probable que su condición física sea muy pobre, lo que se traduce en poca capacidad reproductiva (Borgmann, 2011).

Es evidente que hay un conflicto entre las actividades turísticas y recreativas del ser humano, y la conservación de las poblaciones de aves acuáticas asociadas a los humedales. Ante este panorama, es fundamental reconocer el estatus de las poblaciones de aves en las prioridades de conservación de estos ecosistemas. Es importante entender la estructura y composición de las comunidades de aves acuáticas en repuesta a las perturbaciones humanas para prevenir su pérdida, ya que representa un componente biótico fundamental en la estructura y dinámica de los humedales. Este entendimiento tiene implicaciones importantes en el desarrollo de políticas para el manejo de los visitantes a estos ecosistemas.

La actividad turística, desarrollada de manera responsable y sustentable, es un factor importante para asegurar, o contribuir a asegurar, a largo plazo, la conservación de las aves y su hábitat, y el conjunto de la biodiversidad, además de ofrecer beneficios socioeconómicos a las comunidades locales y contribuir así al desarrollo rural de ciertas comarcas mediante la creación de empleo y generación de riqueza local.

Interacción entre pesquería y aves acuáticas

Desde tiempos remotos, las concentraciones de aves en el mar han indicado las zonas de abundancia y distribución de los peces, lo que ha sido aprovechado por el ser humano para realizar sus actividades de pesca. Por otra parte, la dieta de muchas aves marinas se basa en peces de importancia comercial, capturados tanto por la pesquería industrial como artesanal (Montevecchi, 2002). Esto genera una competencia potencial por el mismo recurso entre las aves marinas y el hombre, competencia que resulta ser perjudicial para las aves, debido a su captura incidental y a la disminución del alimento por la sobrepesca (FAO, 2010).

De las artes de pesca, las que han reportado capturas incidentales de aves marinas son: el palangre pelágico (Brothers *et al.*, 1999), la red de deriva (Davoren, 2007), la red de cerco (Arcos y Oro, 2002) y las redes de Enmelle (FAO, 2010). Sin embargo, debido a la falta de datos no ha sido

posible evaluar la magnitud de la mortalidad o el impacto que tiene la pesca con estos tipos de artes, excepto, en la pesca con palangre (líneas de pesca de miles de anzuelos cebados con carnada). Gracias a que la pesca industrial cuenta con programas de observadores en los barcos, se ha obtenido más información que ha permitido evaluar el efecto de la pesca con palangre en las poblaciones de aves marinas. Este tipo de pesca ha sido la causa de declive poblacional de varias especies de albatros y pardelas, a tal punto que algunas de ellas se encuentran listadas como vulnerables o en peligro crítico en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Dávila *et al.*, 2009).

Las estimaciones de la FAO en 2010 indican que de la captura total de recursos marinos a nivel mundial (90 millones de toneladas métricas), la captura incidental representa cerca del 8% (7 millones de toneladas métricas) y de estas, las aves marinas conforman el 0.1% de la biomasa total capturada. Aparentemente este porcentaje es relativamente bajo, pero se ha demostrado que la captura incidental ha causado un impacto negativo y significativo en algunas poblaciones de aves marinas, especialmente las que tienen una historia de vida con una baja tasa reproductiva, una madurez sexual tardía, o bien, un tamaño poblacional reducido (Jiménez *et al.*, 2009).

Con el fin de reducir el impacto negativo de la captura incidental de aves marinas, la FAO elaboró en 1999 el plan de acción internacional para la reducción de las capturas incidentales de aves marinas en la pesca con palangres (PAI-Aves marinas), el cual engloba las interacciones de las aves marinas con todas las artes de pesca ya sean industriales, artesanales o tradicionales (FAO, 2010).

La sobrepesca es otra de las actividades que tiene impactos negativos en las poblaciones de aves marinas. La sobreexplotación de especies de interés comercial así como la pesca incidental de especies marinas y que forman parte importante en la dieta de las aves ocasiona una reducción de las poblaciones de aves marinas y, sobre todo, un efecto negativo en las colonias reproductivas (Kushlan *et al.*, 2002). Un ejemplo de esto fue observado por la sobrepesca de la anchoveta del Perú. Las poblaciones de aves guaneras, como el piquero común (*Sula variegata*), el guanay (*Phalacrocorax bougainvilli*) y el pelicano peruano (*Pelecanus thagus*) disminuyeron drásticamente en la década de los setenta (18.7 millones de aves registradas en 1962 a 4.74 millones en 1970) a consecuencia de un incremento de la captura de la anchoveta; de 4'579,708 TM capturadas en 1960 a 12'276,977 TM capturados en 1970 (Tovar, 1981).

Cambio climático y aves

En la literatura científica está comprobado que el clima es un factor que regula la abundancia y distribución de las especies en el mundo (Stenseth *et al.*, 2002). En particular, los animales marinos requieren rangos muy específicos de temperatura para funcionar adecuadamente, ya que sus metabolismos pueden verse afectados con las diferentes fluctuaciones de la temperatura.

Las fluctuaciones en el clima tienen una fuerte influencia en la dinámica natural de las poblaciones (Stenseth *et al.*, 2002, Parmesan, 2006). Como respuesta, algunas especies de vertebrados incluyendo a las aves acuáticas, se ven en la necesidad de migrar en busca de las condiciones óptimas para su sobrevivencia (Holtcamp, 2011).

Debido a su posición tope en las redes tróficas, las aves acuáticas desempeñan un papel importante en la estructura y funcionamiento de los ambientes acuáticos. Esta posición también las coloca en una situación vulnerable a los efectos del cambio climático.

En muchas especies de aves el cambio en la temperatura afecta directamente su nicho ecológico y sus patrones demográficos: su éxito reproductivo (Kitaysky, 2000; Barbraud y Weimerskirch, 2001), sobrevivencia (Votier *et al.*, 2008) y reclutamiento de nuevos individuos (Sæther *et al.*, 2000) obligándolas a buscar y reestructurar de nuevo sus condiciones óptimas para su desarrollo.

Según estudios realizados en el mar de Bering el cambio en la temperatura del océano ha afectado la producción de fitoplancton, alterando el crecimiento del zooplancton, el cual es la base de la red trófica en los ecosistemas marinos hasta llegar a las aves; obligándolas a cambiar sus patrones de migración, su abundancia y zonas de distribución (Holtcamp, 2011).

En el tema del desarrollo y su reproducción, las aves marinas se ven afectadas por las oscilaciones climáticas de forma indirecta. Según estudios realizados en la Península Ibérica, los cambios en la temperatura influyen en la determinación del sexo de las diferentes especies de aves afectando sus cromosomas, lo que ocasiona cambios importantes en la dinámica poblacional (Barros *et al.*, 2013). Una fatal consecuencia de este hecho sería la homogenización en cuanto al sexo de la mayoría de los individuos en una población, reduciendo su índice reproductivo (Helle, 2008).

Muchas especies de aves acuáticas, utilizan durante el periodo reproductivo islas y zonas costeras (Schreiber y Burger, 2002). El incremento en

la temperatura global ha causado un aumento en los niveles del mar, el promedio fluctúa entre los 3.1 mm por año (IPCC, 2007) reduciendo y modificando poco a poco las zonas de anidación. Desafortunadamente la tendencia muestra un aumento en el nivel del mar en los siguientes siglos, con riesgos potenciales de causar inundaciones en algunas zonas costeras del mundo (Kebede *et al.*, 2012).

A manera de conclusión, el panel intergubernamental del cambio climático (siglas en inglés IPCC) estimó en el 2007 que entre el 20-30% de las especies existentes en el mundo se encontrarán potencialmente en riesgo de extinción por los impactos del cambio climático si la temperatura llegara a ascender de 2-3°C. En relación con esto, las aves acuáticas son algunos de los organismos más estudiados en el planeta y representan un importante grupo bioindicador, el cual podría ser utilizado para aprender acerca de los efectos del cambio climático (Pekerciođlu, 2012).

Conservación de aves acuáticas

Las diferentes amenazas en las que se enfrentan las aves acuáticas han motivado a individuos y organizaciones civiles y gubernamentales a elaborar convenios internacionales con el fin de garantizar la conservación de las aves y sus hábitats bajo esquemas de manejo adecuado. Por ejemplo, *El Plan para la Conservación de Aves Acuáticas de Norteamérica*, ofrece un marco de trabajo a escala continental para la conservación y manejo de 210 especies de aves acuáticas, incluyendo aves marinas, aves acuáticas costeras, aves zancudas, y aves de pantano que usan los hábitats acuáticos en 29 naciones a través de América del Norte, América Central, las islas y aguas pelágicas del mar del Caribe y del Atlántico oeste, las islas del Pacífico asociadas con los Estados Unidos y las aguas pelágicas del Pacífico (Kushlan *et al.*, 2002).

Posteriormente se publicó el *Plan de Manejo de Aves Acuáticas de Norteamérica 2012* (PMAAN) por interés de los tres países; Canadá, Estados Unidos y México, y que básicamente es una revisión de las versiones anteriores y la cual se centra más que nunca en la ampliación de una comunidad comprometida en la conservación y que valoren las aves acuáticas y sus hábitats como características esenciales del paisaje (PMAAN, 2012).

Como una iniciativa para proteger las aves de América del Norte, se ha desarrollado un programa para identificar Áreas de Importancia para la

Conservación de las Aves (IBA's por su nombre en inglés y AICAS por su nombre en español) en América del Norte entre tres naciones; Canadá, Estados Unidos y México. Este programa tiene como objetivo, identificar los sitios más relevantes para la protección de las aves de Norteamérica y emprender acciones positivas y coordinadas para fomentar la conservación de estos sitios. Como resultado de esta iniciativa se han identificado 150 AICAS en los tres países; 50 en Canadá, 49 en Estados Unidos y 50 para México (CCA, 1999). Un año después Arizmendi y Márquez-Valdelamar (2000) reportan 245 AICAS para México.

En México, se publicaron algunas estrategias con el fin de proteger las aves acuáticas. Tal es el caso de la *Estrategia para la conservación y manejo de las aves playeras y su hábitat en México* (Semarnat, 2008a), la *Estrategia nacional para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de las aves acuáticas y su hábitat en México* (Semarnat, 2008b) y el *Plan de manejo tipo para el manejo, conservación y aprovechamiento sustentable de aves acuáticas y playeras* (Semarnat, 2009). Estas estrategias tienen como fin promover la conservación de aves acuáticas y su hábitat, mediante programas, actividades y acciones estratégicas, en donde participen representantes de los sectores de la sociedad involucrados en la conservación, manejo, investigación y el aprovechamiento sustentable de las aves playeras y su hábitat.

Debido a que las aves migratorias no distinguen fronteras ni naciones es necesario realizar monitoreos conjuntos a largo plazo de sus poblaciones, colonias reproductivas y sitios de descanso y alimentación, con el fin de identificar las tendencias y cómo estas son afectadas por el incremento de las actividades humanas en la zona costera (desarrollos urbanos, turísticos, etc.) y/o por los cambios oceanográficos y climáticos. El monitoreo a largo plazo de las poblaciones de aves y sus colonias reproductivas permiten detectar tendencias de la población, provee información fundamental para el diseño de planes de manejo encaminados a la protección de estas especies y su hábitat.

Referencias

- American Ornithologists' Union (A.O.U.). *Check-list of North American Birds. The American Ornithologists' Union, Washington, D.C., EE.UU.* (<http://www.aou.org>, suplemento 53, consultado el 20 de septiembre de 2013).

- Aguirre-Muñoz, A., R. Mendoza-Alfaro, H. A. Ponce-Bernal, L. Arriaga-Cabrera, E. Campos-González, S. Contreras-Balderas, S. Elías-Gutiérrez, F. J. Espinosa-García, I. Fernández-Salas, L. Galaviz-Silva, F. J. García-de León, D. Lazcano-Villareal, M. Martínez-Jiménez, M.E. Meave-del Castillo, R. A. Medellín, E. Naranjo-García, M. T. Olivera-Carrasco, M. Pérez-Sandi, G. Rodríguez-Almaraz, G. Salgado-Maldonado, A. Samaniego-Herrera, E. Suárez-Morales, H. Vibrans y J. A. Zertuche-González, «Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía», en *Capital Natural de México*, vol. II, CONABIO, México, 2009, pp. 277-318.
- Ainley, D. C., L. B. Sepear y S. G. Allen., «Variation in the diet of Cassin's auklet reveals spatial, seasonal, and decadal occurrence patterns of euphausiids off California, USA», *Marine Ecology Progress Series*, 118(1996), pp. 69-79.
- Amat, J. A., D. Paniagua, C. M. Herrera, P. Jordano, J. R. Obeso y R. C. Soriguer, *Criterios de evaluación de zonas húmedas de importancia nacional y regional en función de las aves acuáticas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Monografía 35, 1985.
- Anderson, D. W. y J. O. Keith, «The human influence on seabird nesting success: conservation implications», *Biological Conservation*, 18(1) (1980), pp. 65-80.
- Arcos, J. y D. Oro, «Significance of nocturnal purse-seine fisheries for seabirds: a case study off the Ebro delta (nwmediterranean)», *Marine Biology*, 141(2) (2002), pp. 277-286.
- Arizmendi, M. C. y L. Márquez-Valdelamar, *Áreas de importancia para la conservación de las aves en México*, CIPAMEX, México, D. F., 2000.
- Barros, Á., D. Álvarez and A. Velando, Climate Influences Fledgling Sex Ratio and Sex-Specific Dispersal in a Seabird, <http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0071358> (consultado el 04 de marzo de 2014).
- Barbraud, C., H. Weimerskirch, «Emperor penguins and climate change», *Nature*, 411(2001), pp. 183-186.
- Beale, C. M., «The Behavioral ecology of disturbance responses», *International Journal of Comparative Psychology*, 20 (2007), pp.111-120.
- Berthold, P., *Bird Migration: A General Survey*. 2a. edition. Oxford University Press, Oxford, 2001.

- Boersma, P. D., J. A. Clark y N. Hillgarth, «Seabird conservation», en E. A. Schreiber y J. Burger (eds.), *Biology of marine birds*, CRC PRESS, Florida, 2002, pp. 559-580.
- Borgmann, K.L., «A review of human disturbance impact on waterbirds», www.sfbayjv.org/news-general.php (consultado el 15 de noviembre de 2013).
- Brattstrom, B. H. y T. R. Howell, «The birds of the Revilla Gigedo Islands, Mexico», *Condor*, 58 (1956), pp. 107-120.
- , «Biogeography of the Islas Revillagigedo, Mexico», *Journal of Biogeography*, 17 (1990), pp. 177-183.
- Brothers, N., J. Cooper y S. Lkkeborg, *The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1999.
- Burger J., C. Jeitner, K. Clark y L.J. Niles, «The effect of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management», *Environmental Conservation*, 31(2004), pp. 283-288.
- , M. Gochfeld y L.J. Niles, «Ecotourism and birds in coastal New Jersey: contrasting responses of birds, tourists, and managers», *Environmental Conservation*, 22 (1995), pp. 56-65.
- Butler, R.W., N.C. Davidson y R.I.G. Morrison, «Global-scale shorebird distribution in relation to productivity of near-shore ocean waters», *Colonial Waterbirds*, 24(2001), pp. 224-232.
- Carrera, E., *Conozca los patos y gansos: Una guía para la identificación de anátidos en México*. Ducks Unlimited de México, A. C. 2004.
- CCA, *Áreas importantes para la conservación de las aves de América del Norte. Directorio de 150 sitios relevantes*. Comisión para la Cooperación Ambiental, México, 1999.
- CONABIO, «Aves en la cultura», http://www.conabio.gob.mx/otros/nabci/doctos/aves_cultura.html (consultado el 20 de septiembre de 2013).
- Cornelius, C., S.A. Navarrete y P.A. Marquet, «Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile», *Conservation Biology* 15(2001), pp. 1396-1404.
- Cox, J. H., H. F. Percival y S. V. Colwell, *Impact of vehicular traffic on beach habitat and wildlife at Cape San Blas, Florida*. Technical Report 50, Florida Coop Fish and Wildlife Research Unit, 1994.
- Cupul-Magaña, F.G., «Aves acuáticas del estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco», *Huitzil*, 1(2000a), pp. 3-8.

- , «Notas sobre la avifauna acuática de las islas y los humedales costeros de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México», *Revista Mexicana*, 2(2000b), pp. 85-92.
- , «Listado sistemático de las aves del estero Boca Negra, México, registradas en abril de 2004», *Ecología Aplicada*, 3(1,2) (2004a), pp. 185-187.
- , «Observaciones sobre la anidación de tres especies de ardéidos en el estero Boca Negra, Jalisco, México», *Huitzil*, 1(2004b), pp. 7-11.
- Dávila, P.C.V, *Diagnóstico de captura incidental de aves marinas en el Pacífico de Guatemala, Centro América*. Informe final. Universidad de San Carlos de Guatemala, PacificSeabirdsGroup, 2009.
- Davoren, G., «Effects of gill-net fishing on marine birds in a biological hotspot in the northwest Atlantic», *Conservation Biology*, 21(4) (2007), pp. 1032-1045.
- Estrada-Acosta, A. y C. A. Puerta-Calderiuz, *Aves acuáticas en Puerto Rico*, vol. 3, Producciones Eleuth Inc. Puerto Rico, 2013.
- FAO, *Orientaciones técnicas para la pesca responsable*, núm. 1, supl. 2. Roma, 2010.
- Frederick, P. C. y M. Collopy, «Nesting success of five Ciconiiform species in relation to water conditions in the Florida Everglades», *The Auk*, 106 (1989), pp. 625-634.
- García, A. y G. Ceballos, «Reproduction and breeding success of California Least Terns in Jalisco, México», *Condor*, 97 (1995), pp. 1084-1087.
- Gill, J.A., K. Norris y W.J. Sutherland, «Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance», *Biological Conservation*, 97(2001), pp. 265-268.
- Goss-Custard, J.D., «The ecology of the Wash. III. Density related behavior and the possible effects of a loss of feeding grounds on wading birds (Charadrii)», *Journal Applied. Ecology*, 14 (1977), pp. 721-739.
- Helle, S., S. Helama y J. Jokela, «Temperature-related birth sex ratio bias in historical Sami: warm years bring more sons», *Biology Letters*, 23(2008), pp. 60-62.
- Hernández-Vázquez, S. y G. Fernández-Aceves, «Reproducción de *Cochlearius cochlearius* (Garza Cucharón) y *Butorides virescens* (Garza Verde) en La Manzanilla, Jalisco, México», *Ciencias Marinas*, 25(1999), pp. 277-291.
- , «Avifauna acuática del estero La Manzanilla, Jalisco, México», *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 80(2000), pp. 143-153.

- y E. Mellink, «Coastal waterbirds of El Chorro and Majahuas, Jalisco, Mexico, during the non-breeding season, 1995-1996», *Revista de Biología Tropical*, 49(2001), pp. 357-365.
- , H. de la Cueva S. y J. Rojo-Vázquez, «Análisis comparativo de la avifauna del estero Majahuas (Jalisco, México) entre un evento El Niño y un año no Niño», *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 1(2002), pp. 94-112.
- , «Aves acuáticas de la laguna de Agua Dulce y estero El Ermitaño, Jalisco, México», *Revista de Biología Tropical*, 53(2005a), pp. 229-238.
- , *Aves acuáticas de la costa de Jalisco: análisis de la comunidad, reproducción e identificación de las áreas prioritarias para la conservación de las aves*, tesis de doctorado, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, 2005b.
- , R. Rodríguez-Estrella, J. H. Vega-Rivera, F. Hernández-Vázquez, J. A. Rojo-Vázquez y V. H. Galván-Piña, «Estructura, dinámica y reproducción de las asociaciones de aves acuáticas de la costa de Jalisco, México», en Godínez-Domínguez, E., C. Franco-Gordo, J. A. Rojo-Vázquez, F. Silva-Bátiz y G. González-Sansón (eds.), *Ecosistemas marinos de la costa sur de Jalisco y Colima*, Universidad de Guadalajara, México, 2010, pp. 151-188.
- , E. Iñigo-Elias, J. A. Hinojosa-Larios, B. Durand-Martínez, J. A. Rojo-Vázquez y C. Valadez-González, «Abundancia y reproducción del pelícano pardo (*Pelecanus occidentalis*) en dos pequeñas bahías del Pacífico central mexicano», *Acta Zoológica Mexicana, nueva serie*, 27(2011), pp. 257-271.
- , S. Serrano-Guzmán, A. Hernández-Xóchitl y M. I. Robles, «Variación temporal y espacial de aves playeras en la laguna Barra de Navidad, Jalisco, en tres temporadas no reproductivas», *Revista Biología Tropical*, 60(2012b), pp. 1217-1326.
- , R. Rodríguez-Estrella, C. Valadez-González y J. A. Rojo-Vázquez, «Abundancia, distribución y reproducción de aves marinas costeras de Jalisco, México», *Revista Latinoamericana de Conservación/Latin American Journal of Conservation*, 2(2)-3(1) (2012a), pp.1-18.
- Holtcamp, W., «Rime of the Bering Sea Mariners», *Bioscience*, 61(2011), pp. 99-104.
- Howell, S. N. G. y S. Webb, *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University, Nueva York, 1995.

- IPCC, *Observations of climate change, in Core Writing Team. Climate Change 2007: Synthesis report, contribution of Working Groups I, II, and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), IPCC, Geneva, 2007.
- Jiménez, S., A. Domingo y A. Brazeiro, «Seabird bycatch in the southwest Atlantic: interaction with the Uruguayan pelagic longline fishery», *Polar Biology*, 32(2009), pp. 187-196.
- Kushlan, J. A., M. J. Steinkamp, K. C. Parsons, J. Capp, M. Acosta-Cruz, M. Coulter, I. Davidson, L. Dickson, N. Edelson, R. Elliot, R. M. Erwin, S. Hatch, S. Kress, R. Milko, S. Miller, K. Mills, R. Paul, R. Phillips, J. E. Saliva, B. Sydeman, J. Trapp, J. Wheeler y K. Wohl, *El Plan para la Conservación de Aves Acuáticas de Norteamérica, Versión 1. Waterbird Conservation for the Americas*, Washington, D. C., 2002.
- Kebede, A. S., R. J. Nicholls, S. Hanson y M. Mokrech, «Impacts of climate change and sea-level rise: A preliminary case study of Mombasa, Kenya», *Journal of Coastal Research*, 28(2012), pp. 8-19.
- Kitaysky, A. S. y E. G. Golubova, «Climate change causes contrasting trends in reproductive performance of planktivorous and piscivorous alcids», *Journal of Animal Ecology*, 69(2000), pp. 248-262.
- Martínez-Martínez, B. Z. y F. G. Cupul-Magaña, «Listado actualizado de aves acuáticas de la desembocadura del río Ameca, Bahía de Bandejas, México», *Ciencia y Mar*, 16(2002), pp. 38-43.
- Mason, D. M., y S. B. Brandt, «Space, time, and scale: new perspectives in fish ecology and management», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(1) (1999), pp. 1-3.
- MacKinnon, B. H., *Las aves en la cultura Maya. Aves y Reservas de la Península de Yucatán. Amigos de Sian Ka'an A. C. Aves México*, 2005.
- McGowan, C. P. y T. R. Simons, «Effects of human recreation on the incubation behavior of American Oystercatchers», *Wilson Journal of Ornithology*, 118(2006), pp. 485-493.
- Mellink, E. y M. E. Riojas-López, «Waterbirds (other than Laridae) nesting in the middle section of Laguna Cuyutlán, Colima, México», *Revista de Biología Tropical*, 56(2007), pp. 391-397.
- , E. Palacios y E. Amador, «Colonies of Four Species of Terns and the Black Skimmer in Western México», *Waterbirds*, 30(2007), pp. 358-366.
- Montevecchi, W. A., «Interactions between fisheries and seabirds», en Schreiber, E. A. y J. Burger (eds.), *Biology of marine birds*, CRC PRESS, Washington, D. C., 2002, pp 528-547.

- Morris, J. T., P. V. Sundareshwar, C. T. Nietch, B. Kjerfve y D. R. Cahoon, «Responses of coastal wetlands to rising sea level», *Ecology*, 83(2002), pp. 2869-2877.
- Myers, J. P., R. I. G. Morrison, P. Z. Antas, B. A. Harrington, T. E. Lovejoy, M. Sallaberry, S. E. Senner y A. Tarak, «Conservation strategy for migratory species», *American Scientist*, 75(1987), pp. 18-26.
- Ocampo-Peñuela, N., «El fenómeno de la migración en aves: una mirada desde la Orinquia», *Orinquia*, 14(2) (2010), pp. 188-200.
- Parmesan, C., «Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change», *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37 (2006), pp. 637-669.
- Paulson, D., *Shorebirds on the Pacific Northwest of the Pacific Northwest*. UBC Press Vancouver, Seattle Audubon Society, 1993.
- Pitman, L. R. y L. T. Ballance, «The changing status of marine birds at San Benedict island, Mexico», *Willson Bulletin*, 114 (2003), pp. 11-19.
- PMAAN, Plan de Manejo de Aves Acuáticas de Norteamérica 2012. La Conservación de las aves acuáticas y los humedales, en manos de la población, <http://www.nawmprevision.org/sites/default/files/NAWMP-Plan-SP-jun14.pdf> (consultado el 10 de marzo de 2014).
- Ramírez-Bastida, P., G. Navarro-Siguenza y A. T. Peterson, «Aquatic bird distributions in Mexico: designing conservation approaches quantitatively», *Biodiversity and Conservation*, 17(2008), pp. 2525-2558.
- Rappole, J. A., *The ecology of migrant birds, a neotropical perspective*, Smithsonian Institution Press, Washington and London, 1995.
- Rodgers, J. A. Jr. y S. T. Schwikert, «Buffer-zone distance to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by Airboats in Florida», *Waterbirds*, 26(4) (2003), pp. 216-224.
- Sæther, B. E., J. Tufto, S. Engen, K. Jerstad y O. W. Røstad, «Population Dynamical Consequences of Climate Change for a Small Temperate Songbird», *Science*, 287 (2000), pp. 854-856.
- Pekerciođlu, Ç. H., R.B. Primack y J. Wormworth, «The effects of climate change on tropical birds», *Biological Conservation*, 148 (2012), pp. 1-18.
- Schreiber, E.A. y J. Burger, *Biology of marine birds*. 1ra ed., CRC PRESS, Florida, 2002.
- Semarnat, *Estrategia para la conservación y manejo de aves playeras y su hábitat en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, 2008a.

- , *Estrategia para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de las aves acuáticas y su hábitat en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, 2008b.
- , *Plan de manejo tipo para el manejo, conservación y aprovechamiento sustentable de aves acuáticas y playeras*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, 2009.
- , *Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre de 2010.
- Silva-Batís, F. A., G. González-Sansón, E. Godínez-Domínguez, C. Franco-Gordo, A. C. López-Prado y S. Hernández-Vázquez, «Plan de Acción para el Manejo Integrado de los Humedales Costeros del Estado de Jalisco», <http://capturaportal.jalisco.gob.mx/wps/wcm/connect/d39bd80415a182bb448b505f9861a0b/planAcci%C3%B3nHumedalesCosteros.pdf?MOD=AJPERES>, (consultado el 04 de marzo de 2014).
- Stenseth, N. C., A. Mysterud, G. Ottersen, J. W. Hurrell y K. S. Chan, «Ecological effects of climate fluctuations», *Science*, 297 (2002), pp. 1292-1296.
- Tovar, H., «Fluctuaciones de poblaciones de aves guaneras en el litoral peruano, 1960-1981», <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/x6851b/x6851b17.pdf> (consultado el 11 de marzo de 2014).
- Velando, A. y J. Freire, «Intercolony and seasonal differences in the breeding diet of European shags on the Galician coast (NW Spain)», *Marine Ecology Progress Series*, 188 (1999), pp. 225-236.
- Votier, S. C., T. R. Birkhead, D. Oro, M. Trinder y M. J. Grantham, «Recruitment and survival of immature seabirds in relation to oil spills and climate variability», *Journal of Animal Ecology*, 77 (2008), pp. 974-983.
- Yates, M. G., J. D. Goss-Custard, S. McGrorty, K. H. Lakhani, S. E. A. Le V Dit, Durell, R. T. Clarke, W. E. Rispin, I. Moy, T. Yates, R. A. Plant y A. E. Frost, «Sediment characteristics, invertebrate densities and shorebird densities on the banks of the Wash», *Journal of Applied Ecology*, 30 (1993), pp. 599-614.
- Yorio, P., E. Frere, P. Gandini y A. Schiavini, «Tourism and recreation at seabird breeding site in Patagonia, Argentina: current concerns and

- future prospect», *Bird Conservation International*, 11(2001), pp. 231-245.
- Ysebeart, T., P. L. Meininger, P. Meire, K. Devos, C. M. Berrevoets, R. C. W. Strucker y E. Kuijken, «Waterbirds communities along the estuarine salinity gradient of the Schelde estuary, NW-Europe», *Biodiversity and Conservation*, 9 (2000), pp. 1275-1296.
- Zapka, M., D. Heyers, C. H. Hein, S. Engels, S. Nils-Lasse, J. Hans, S. Weiler, D. Dreyer, D. Kishkinev, J. M. Wild y H. Mouritsen, «Visual but not trigeminal mediation of magnetic compass information in a migratory bird», *Nature*, 461 (2009), 1274-1277.

Migración de camarones anfídromos: conocimiento actual en América

María Carolina Rodríguez-Uribe, Fernando Vega-Villasante
Raymond T. Bauer, Manuel Guzmán-Arroyo

La mayoría de los camarones carideos son marinos y aproximadamente el 25% de las 3,200 especies identificadas hasta el momento son de hábitats dulceacuícolas (De Grave *et al.*, 2007, 2009; Bauer, 2013). Varias especies de estos carideos dulceacuícolas realizan migraciones durante sus ciclos de vida, principalmente especies de las familias Atyidae, Xiphocarididae y Palaemonidae (mayormente en especies del género *Macrobrachium*) (Fièvet *et al.*, 2000; Bauer, 2013). Este movimiento migratorio que se realiza entre hábitats de agua dulce y salada se conoce como diadromía, pero con características propias y puntuales que lo diferencian y lo circunscriben a la subcategoría de anfídromía. Los camarones anfídromos se caracterizan por que los adultos viven, crecen, se reproducen y desovan en agua dulce, pero las larvas deben ir a aguas salobres para su desarrollo. Alternativamente, en algunas especies las hembras grávidas migran río abajo, con la finalidad de llevar los huevecillos lo más cerca posible de bahías costeras o estuarios, para que el desarrollo larval suceda en ese hábitat. Tras el desarrollo larval los juveniles deben encontrar y entrar en la boca de un río o arroyo costero para migrar río arriba hasta el hábitat de agua dulce, donde crecerán hasta un estadio de adultos (Bauer, 2013). Los camarones anfídromos, como adultos, son a menudo el enfoque de la pesca artesanal local.

Los camarones anfídromos tienen una importancia mundial, no solo por su aporte biológico y ecológico a los ecosistemas, sino también por la satisfacción de las necesidades de alimentación del hombre, ya sea como producto alimenticio directo de la pesca, como recurso fundamental en las cadenas tróficas de otros recursos bióticos y pesqueros, y como organismos de cultivo. De cualquier manera, directa o indirectamente, generan

un beneficio nutrimental y/o económico a todos los usuarios en los diferentes niveles en que estos intervienen (Espinosa-Chaurand *et al.*, 2011). Son componentes importantes de los ecosistemas dulceacuícolas, donde pasan la mayor parte de sus ciclos de vida (pre-adultos y adultos) y sirven a los consumidores primarios y secundarios (Bauer, 2011b). Si bien, se ha demostrado que en arroyos y ríos de islas tropicales la biomasa de estos camarones es significativa (March *et al.*, 2003) su ecología ha sido menos estudiada en sistemas fluviales continentales, sin embargo, dada su alta abundancia y aprovechamiento en la pesca artesanal, estos deben de tener también, roles ecológicos importantes en estos hábitats.

Es de importancia identificar cuáles son las etapas y las condiciones óptimas que propician y favorecen el movimiento migratorio de los camarones anfidromos, para el correcto manejo y preservación de estas especies, sobre todo por el vertiginoso crecimiento de las comunidades humanas que, modifican el medio ambiente desplazando o eliminando la flora y fauna nativas. La cantidad de especies de camarones anfidromos en los hábitats dulceacuícolas del planeta es vasta y como se menciona anteriormente su importancia es innegable. Este trabajo centra el interés en compilar la información existente sobre migraciones de camarones anfidromos en el continente americano como un paso obligado para conocer las lagunas de información existentes y establecer investigaciones dirigidas a subsanarlas.

La anfidromía como parte de la diadromía

Myers (1949, citado por McDowall, 2007), introdujo el término diadromía, para clasificar a los peces que migraban entre biomas de agua dulce y marinos en varias etapas de sus ciclos de vida, también definió tres subcategorías de diadromía: (i) anadromía, (ii) catadromía, y (iii) anfidromía; de las cuales, los dos primeros términos se han empleado considerablemente durante las últimas décadas, mientras que el término de anfidromía no.

Anadromía

Se aplica a las especies que migran río arriba desde el mar para desovar en agua dulce, en alguna etapa la progenie migra río abajo, hacia el mar, para alimentarse, crecer y madurar, y eventualmente regresar a aguas dulces para desovar, como muchos salmones, esturiones y sábalos.

Catadromía

Es lo contrario de la anadromía, los huevecillos eclosionan en el mar y permanecen ahí hasta un estadio de juveniles cuando tienen que migrar río arriba para alimentarse, crecer y madurar, ya en su etapa de adultos migran río abajo hacia el mar, para desovar, como algunas anguilas.

Un elemento esencial de la anadromía y catadromía, según las definiciones de Myers (1949), es que son migraciones gaméticas o reproductivas. Esto se aplica al menos en las migraciones de retorno de los individuos al bioma en el cual eclosionaron, y en el cual se reproducirán, y a menudo en el que terminaran sus vidas.

Anfidromía

Algunas especies migran a través de las fronteras de los biomas marinos y de agua dulce, siendo también diádromos, pero no emprenden una migración de retorno al bioma en el que nacieron, en relación con el desove; la migración de retorno es trófica más que gamética. Las especies anfidromas suelen desovar en agua dulce, donde tiene lugar la eclosión, e inmediatamente después las larvas se mueven al mar donde se alimentarán y crecerán durante un periodo relativamente corto (Radtke y Kinzie, 1987; McDowall *et al.*, 1994). Cuando llegan a un estadio de postlarvas o juveniles regresan a aguas dulces, donde realizan la mayor parte de su alimentación y crecimiento, antes de madurar y desovar en este hábitat (McDowall, 2007).

El término anfidromía, a pesar de haber sido introducido en 1949 por Myers, aún en 1992 causaba renuencia en muchos ictiólogos y biólogos pesqueros, como se evidencia en el trabajo de McDowall (1992) donde explica que esto pudo ser porque las especies anfidromas, peces principalmente, identificadas hasta ese momento, eran poco conocidas y se encontraban en islas tropicales, Japón, Nueva Zelanda y Australia, pero en la actualidad este término es reconocido y aceptado por la comunidad científica y no únicamente para los peces, sino también para gasterópodos del género *Neritina* (Ford, 1979; Koike, 1996; Hodges y Allendorf, 1998; Myers *et al.*, 2000; Blanco y Scatena, 2005), algunos géneros de cangrejos decápodos (Hamano *et al.*, 2005), y camarones de las familias Atyidae, Palaemonidae y Xiphocarididae (Lee y Fielder, 1979; Carpenter, 1982; Gamba, 1982; Radtke y Kinzie, 1991; Hamano y Hayashi, 1992; Hamano *et al.*, 1995; Hamano y Honke, 1997; Fièvet, 1999a, 2000; Keith *et al.*,

1999, 2002; Benstead *et al.*, 2000; Donaldson y Myers, 2002; Fossati *et al.*, 2002; March *et al.*, 2003; Bauer y Delahoussaye, 2008; Rome *et al.*, 2009; Olivier and Bauer, 2011; Bauer, 2013).

McDowall (2007) y Bauer (2011b), mencionan los aspectos más importantes de la anfidromía en camarones anfidromos:

1. Las hembras desovan en agua dulce y los huevecillos eclosionan en este hábitat, pero inmediatamente migran, a través de las corrientes de los ríos y arroyos a zonas de aguas salobres o marinas, alternativamente, las hembras grávidas migran río abajo, con la finalidad de llevar los huevecillos lo más cerca posible de bahías costeras, estuarios o directamente al mar.
2. El desarrollo larval: primeras mudas, alimentación y crecimiento; tiene lugar en bahías costeras, estuarios o directamente en el mar, esto en un periodo relativamente corto.
3. Cuando llegan a un estadio de postlarvas o juveniles inician una migración río arriba.
4. Realizan la mayor parte de su alimentación y crecimiento somático en aguas dulces.
5. Maduran, se reproducen y mueren en hábitats de agua dulce.

La anfidromía implica algunas estrategias significativas, y en cierto modo riesgosas, una de ellas es la larga migración río abajo de las recién eclosionadas larvas McDowall (2007), ya que algunas especies anfidromas se reproducen a grandes distancias río arriba, por lo que las larvas recién nacidas pueden estar en riesgo de morir de hambre durante la migración hacia el mar (Iguchi y Mizuno, 1999), además de que el entorno trófico de agua dulce puede ser menos productivo y menos favorable como hábitat trófico para las larvas. Sin embargo, de acuerdo con McDowall (2007) también hay aspectos positivos como: i) la colonización de nuevos hábitats disponibles como islas o zonas continentales costeras, ii) menor riesgo de depredación que en las zonas marinas, iii) arroyos y ríos son hábitats apropiados por ser especies frecuentemente bentónicas, iv) la capacidad de caminar o escalar les permite ocupar hábitats río arriba, v) su tendencia a ser de pequeña talla se compensa con la producción de un elevado número de huevecillos, y vi) su gran producción de larvas se beneficia del abundante plancton marino. Además, el hecho de ser camarones anfidromos los sitúa en una posición sobresaliente en el elenco de adaptaciones y roles ecológi-

cos presentes en los organismos acuáticos, incluso desde una perspectiva evolutiva (García-Guerrero *et al.*, 2013).

La migración en los camarones anfídromos

La migración de animales se encuentra en las principales ramas del reino animal, estos desplazamientos se realizan de diversas formas, se desplazan volando, nadando, caminando, escalando o se dejan llevar a la deriva en las corrientes de agua. A pesar de esta variedad de desplazamientos resulta evidente que se trata de un fenómeno biológico único que trasciende su taxa, la forma de desplazarse y el medio ambiente, pero que se relaciona directamente con una de las características más universales de los animales: su movilidad (Dingle y Alistair, 2007).

Dingle (1996) define a la migración como un aspecto importante en los ciclos de vida de varios animales y consiste en un movimiento persistente de un hábitat a otro. Algunos de estos animales migratorios mejoran su estado físico mediante la explotación de diferentes hábitats para el crecimiento o supervivencia, sobre todo en la colonización de zonas alejadas del lugar de origen (Gross *et al.*, 1988; Dingle, 1996; McDowall, 2004).

La migración como una forma de evolución

Aunque el resultado de la migración puede ser visto como un proceso de inserción, es útil centrarse primero en el comportamiento migratorio de los individuos, ya que esto sustenta los aspectos colectivos. Además, la selección natural actúa primariamente en los individuos (Dingle, 2006). El ecosistema ofrece a las especies que habitan en él una serie de recursos que les permite su mantenimiento en el mismo, en ocasiones realizan desplazamientos espaciales optimizando la entrada de energía, requerida para sus funciones biológicas. Desde un punto de vista darwiniano, se puede aceptar que el esfuerzo invertido por las especies migratorias, y en especial las diádromas, para explorar hábitats de características osmóticas completamente diferentes, debe conferirles ventajas selectivas (Dadswell *et al.*, 1987).

La migración, en un sentido evolutivo, es el movimiento de alelos entre poblaciones. Este uso del término migración es diferente de su significado más familiar, que se refiere al desplazamiento estacional de los individuos. Para un biólogo evolutivo, la migración implica flujo de genes: la transfe-

rencia de alelos del conjunto de genes de una población al conjunto de genes de otra población. La migración puede estar asociada a cualquier causa que desplace alelos lo bastante lejos como para ir de una población a otra. Los mecanismos de flujo génico van desde una dispersión ocasional de animales juveniles a gran distancia hasta el transporte de polen, semillas o esporas por el viento, el agua o los animales. La tasa real de migración entre poblaciones en especies distintas varía enormemente, dependiendo de lo móviles que sean los individuos en los distintos estadios del ciclo de vida (Freeman y Herron, 2002).

La migración en camarones anfídromos

Los camarones anfídromos tienen un ciclo de vida migratorio en el cual su desarrollo larval tiene lugar en aguas saladas o salobres, hasta un estadio de postlarvas o juveniles, etapa en la que regresan a corrientes de agua dulce para completar sus ciclos de vida (McDowall, 1992). Estos camarones anfídromos se encuentran principalmente en las familias carideas: Atyidae, Xiphocarididae y Palaemonidae (mayormente en especies del género *Macrobrachium*), las hembras viven, se reproducen y desovan en agua dulce, pero las larvas deben ir a aguas salobres para su desarrollo (Figura 1) (Fièvet *et al.*, 2000; Bauer, 2011a). Los huevecillos simplemente son liberados por la hembra río arriba para su posterior eclosión, usando el flujo del río logran desplazarse a aguas bajas (salobres) (March *et al.*, 1998; Bauer, 2011a). Alternativamente, las hembras grávidas migran río abajo, con la finalidad de llevar los huevecillos lo más cerca posible de bahías costeras o estuarios donde la eclosión de los embriones se lleva a cabo (Figura 2) (Bauer, 2011a). El desarrollo larval tiene lugar en hábitats de agua salobre hasta un estadio de postlarva o juvenil, momento en el que inician una migración río arriba (Benstead *et al.* 2000, Bauer 2011a) hasta el hábitat de agua dulce habitual, donde crecerán hasta un estadio de adultos, en ocasiones son considerables distancias (Figuras 1 y 2) (Bauer, 2011a). Estas migraciones son ecológicamente importantes ya que los organismos que migran son componentes temporales en los diferentes ecosistemas (agua dulce, agua salobre y agua marina), afectando el hábitat, la productividad y las relaciones tróficas.

Así, los camarones anfídromos realizan migraciones río abajo (larvas recién eclosionadas o hembras grávidas) y río arriba (postlarvas o juveniles) para completar sus ciclos biológicos, pero algunas especies han empezado

Figura 1. Hembras maduras y grávidas en agua dulce (río arriba) liberan los huevecillos e inmediatamente después de la eclosión las larvas llegan a aguas salobres (estuarios) para dar lugar al desarrollo larval hasta el estadio de juveniles, etapa en la que inician la migración río arriba (modificado de Boschi, 1974).

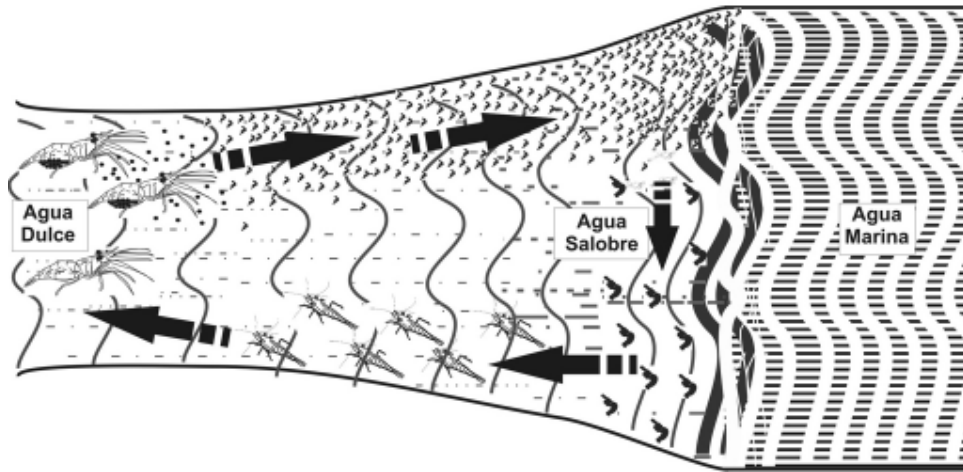
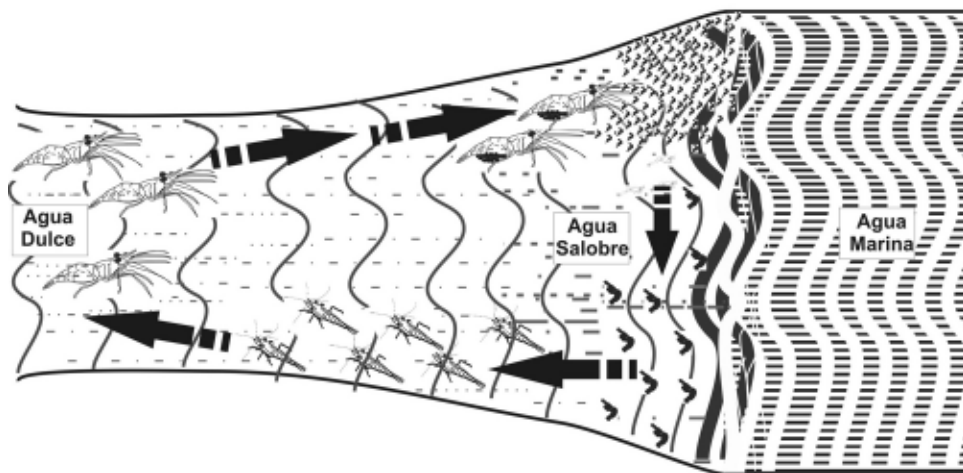


Figura 2. Alternativamente las hembras en agua dulce bajan a zonas de agua salobre donde desovan y se da el desarrollo larval hasta el estadio de juveniles, etapa en la que inician la migración río arriba (modificado de Boschi, 1974).



a disminuir el número de estadios en el desarrollo larval, o aumentando el desarrollo embrionario para lograr la eclosión de una larva bien desarrollada, y así dejar de realizar estas migraciones y completar sus ciclos biológicos en aguas dulces, teniendo un desarrollo larval abreviado, estas tres condiciones en camarones anfídomos se detallan a continuación:

1. Migración río abajo

Las especies de camarones anfídomos tienen un desarrollo larval en aguas salobres, hasta un estadio de postlarva o juvenil (Bauer, 2013), para esto, puede suceder lo siguiente: i) las hembras ovígeras liberan sus huevecillos en ambientes de agua dulce (río arriba) ahí mismo eclosionan pero inmediatamente después las larvas deben de llegar lo más pronto posible a zonas de agua salobre (Hunte, 1978; Hamano y Hayashi, 1992; March *et al.*, 1998, 2003; Benstead *et al.*, 1999, 2000; Bauer y Delahoussaye, 2008; Bauer, 2013), y ii) alternativamente algunas hembras ovígeras se desplazan lo más cerca posible a zonas de estuarios o lagunas costeras para ahí liberar los huevecillos, lo más cercano a aguas salobres (Bauer, 2013). A estos procesos de transporte o llegada a aguas salobres, desde aguas dulces (río arriba) se les designan como migración río abajo de camarones anfídomos.

En el estadio 1 (eclosión de los embriones), las larvas de los camarones anfídomos son lecitotróficas, es decir, no se nutren de alimento externo, utilizan la yema restante del desarrollo embrionario. Esta larva debe de mudar al estadio 2 (primera etapa de alimentación) antes de que sus reservas de alimento se agoten y tenga que enfrentar la inanición (Rome *et al.*, 2009). Por lo tanto, el estadio 1 tiene un tiempo limitado, por lo general unos pocos días, para desplazarse y llegar a las aguas salobres, para lograr mudar y entrar al estadio 2 (Bauer, 2013).

Sin embargo, en sistemas fluviales de grandes masas continentales, las distancias desde el hábitat de adultos hacia el mar puede ser de cientos de kilómetros o más (Bauer y Delahoussaye, 2008). Estas distancias pueden ser tan grandes que sobrepasan la capacidad de las larvas en el estadio 1 para lograr llegar a aguas salobres. Las hembras, entonces, pueden asistir el transporte de larvas, realizando una migración río abajo o lo más cerca a zonas costeras en donde se producirá la eclosión de los embriones (Hartmann, 1958; Read, 1985; Jalihal *et al.*, 1993; Meruane, 2006; Bauer, 2013). Varias observaciones han indicado tales migraciones en diferentes especies de *Macrobrachium* en masas continentales, como por ejemplo: *M.*

nipponense, *M. acanthurus*, *M. carcinus*, *M. americanum* (Jalihal *et al.*, 1993; Meruane, 2006), *M. petersi* (Read, 1985; Meruane, 2006), *M. rosenbergii* (Ling, 1969; New, 1995), *M. malcomsonii* (Ibrahim, 1962), y *M. ohione* (Bauer y Delahoussaye, 2008). Por ejemplo, en Perú las hembras de los palemónidos *Cryphiops caementarius* migran río abajo recorriendo distancias mayores a 100 km para lograr entrar a aguas salobres y así, liberar los huevecillos para su inmediata eclosión (Hartmann, 1958), mientras que en Chile Meruane (2006) reporta hembras maduras y ovadas, de esta misma especie, distribuidas en las zonas bajas de los ríos, concentrándose principalmente en los últimos 20 a 30 km y en zonas cercanas a la desembocadura.

En muchas especies anfídromas, la liberación de las larvas coincide con los altos flujos de las corrientes, que facilitan tanto la migración río abajo de las hembras o el rápido desplazamiento de las larvas al mar. En especies de palemónidos en grandes ríos continentales, la migración río abajo de las hembras hacia o cerca de los estuarios ocurre durante las inundaciones estacionales de los ríos (Hartmann, 1958; Ibrahim, 1962; Bauer y Delahoussaye, 2008). En especies anfídromas que dependen únicamente del caudal de los ríos para que las hembras liberen los huevecillos río arriba, eclosionen ahí, y se desplacen río abajo, por lo general ocurre durante los periodos o temporadas de alto flujo de la corriente (Bauer, 2011b). En Centro América, las distancias al mar son relativamente cortas, así que la eclosión de los embriones y la consiguiente deriva larval, aparentemente ocurre durante la temporada de lluvias, cuando los caudales son altos (Román-Contreras, 1979; Guzmán, 1987; Bauer, 2011b). Del mismo modo, los camarones de agua dulce de ríos y arroyos de alta pendiente de la isla montañosa de Puerto Rico tienden a tener sus máximas tasas de reproducción cuando los flujos de las corrientes son altos (Johnson *et al.*, 1998).

2. Migración río arriba

Después del desarrollo larval las especies de camarones anfídromos han llegado a su estadio de postlarva o juvenil, en esta etapa necesitan realizar una migración río arriba hacia el hábitat de agua dulce, donde crecerán hasta sus estadios de adultos (Bauer, 2011a). En los carideos dulceacuícolas, la larva zoea nada con exópodos torácicos natatorios, en el último estadio larval, se tienen pleópodos funcionales, pero se conservan los exópodos natatorios (Bauer, 2011b). Cuando estos últimos se pierden por completo, el individuo es un juvenil, estadio de transición, en el cual estos

degeneran en postlarvas (Anger, 2001). Los juveniles realizan la migración río arriba en la noche (Ibrahim, 1962; Hamano y Hayashi, 1992; Benstead *et al.*, 1999; Bauer y Delahoussaye, 2008; Kikkert *et al.*, 2009). Algunas razones de por qué esta migración sea nocturna son: para evitar la depredación por caza visual de peces y aves (Kikkert *et al.*, 2009) y por la reducción de la intensidad luminosa (Bauer, 2011b).

Las migraciones río arriba de juveniles, generalmente se realizan a lo largo de las orillas de los ríos o arroyos, en aguas poco profundas, a menudo con el exoesqueleto parcial o completamente fuera del agua (Hamano y Honke, 1997; Benstead *et al.*, 1999). Se mueven río arriba mediante una combinación de nadar, caminar, y arrastre por el fondo. Los juveniles de varias especies anfídomas se han observado escalando barreras naturales verticales o casi verticales, tales como cascadas bajas (Ibrahim, 1962; Ling, 1969; Hamano y Hayashi, 1992; Benstead *et al.*, 1999; Kikkert *et al.*, 2009). Cuando los juveniles se encuentran con un obstáculo, pueden treparlo o rodearlo a lo largo de los bordes mojados o húmedos del obstáculo (Benstead *et al.*, 1999), pero, eso sí, debe de haber algo de flujo encima de la barrera para que el movimiento ocurra (Hamano y Hayashi, 1992; Benstead *et al.*, 1999; Fièvet, 1999a; March *et al.*, 2003). De acuerdo con Bauer (2011b) el flujo unidireccional de agua río abajo es la señal probable que estimula el nado contracorriente de los juveniles.

Una hipótesis obvia, de acuerdo con Bauer (2011b), para explicar las migraciones de los juveniles a lo largo de las orillas de los ríos y arroyos, es que la velocidad del agua es menor en las orillas que en el centro, en las orillas el flujo de la corriente está presente, pero se requiere menos energía para moverse en contra de ella. Cuando se enfrentan a un obstáculo, los juveniles buscan las zonas de bajo flujo para poder treparlo o rodearlo (Benstead *et al.*, 1999), quizás por la misma razón, las migraciones de estos juveniles suelen realizarse cuando los caudales son bajos, pero no ausentes. En el *Cryphiops caementarius* la migración río arriba ocurre durante los periodos de bajo caudal en las costas peruanas, lo cual es de junio a septiembre (Hartmann, 1958), mientras que en Chile Meruane (2006) reporta que ocurren entre marzo y mayo. Las máximas migraciones de juveniles de *M. ohione* en el río Atchafalaya coinciden con la disminución de la velocidad del agua que se produce durante el verano en el sistema bajo del río Mississippi (Bauer y Delahoussaye, 2008). De igual forma, migraciones masivas río arriba de *Macrobrachium tenellum* se han observado a finales de la época de lluvias en arroyos y ríos de la costa del Pacífico

mexicano. Las diferencias en la respuesta migratoria de las especies con respecto a la velocidad de la corriente están relacionadas con diferencias en la morfología y el grado de resistencia a las altas velocidades (Bauer, 2011b).

3. Desarrollo larval abreviado (DLA)

Algunos camarones anfídromos se han adaptado completamente a hábitats de agua dulce y todas las etapas de sus ciclos de vida ocurren en este ambiente (Bauer, 2011a). El desarrollo planctónico de la mayoría de las especies marinas se abrevia en estas especies de agua dulce, con la eclosión de larvas bien desarrolladas y con muy pocos estadios larvales posteriores, o definitivamente es directo con la eclosión del embrión como una postlarva (pequeño juvenil) (Hayashi y Hamano, 1984; Jalihal *et al.*, 1993). Para mantener la incubación prolongada y el desarrollo embrionario antes de la eclosión de estas especies, los huevecillos maduros deben contener una yema considerable (Bauer, 2011a). Por lo tanto, las hembras de especies con DLA desovan relativamente pocos y grandes huevos.

Las etapas de la eclosión de las especies con DLA son: o larvas completamente lecitotróficas y pocos en número; o juveniles bentónicos (desarrollo directo, DD), y pueden permanecer en o cerca del hábitat de los adultos (Magalhães y Walker, 1988). De acuerdo con Bauer (2011a) el DLA debió evolucionar en especies de agua dulce, debido a que las larvas tenían un acceso bloqueado hacia el mar, o de lo contrario se extinguirían. Estas especies se encuentran en aguas interiores o en las que las distancias al mar son grandes. Magalhães y Walker (1988) trabajaron con un grupo de camarones de agua dulce amazónicos, mostrando que el DLA ocurrió en las especies que viven en el interior de las aguas continentales, y las cuales tenían pocos nutrientes o estaban escasamente iluminadas.

La diversidad de estrategias reproductivas encontradas en las especies del género *Macrobrachium* es un atributo clave de su éxito en la invasión de los sistemas costeros tropicales y templados alrededor del mundo (Álvarez *et al.*, 2002). Entre estos, el DLA ha permitido que muchas especies colonicen hábitats de agua dulce a distancias considerables del mar. El DLA, sin embargo, es un término general que abarca una variedad de patrones de desarrollo larval (Jalihal *et al.*, 1993). Álvarez *et al.* (2002) describen el desarrollo larval abreviado de *Macrobrachium tuxtlaense*, la primera etapa larval es similar a aquellas especies mexicanas y sudamericanas de *Macrobrachium* como: *M. vicconi*, *M. reyesi* y *M. nattereri*, con quien com-

parte pereiópodos unirrámeos, pleopodos birrámeos y un telson redondeado. Los *M. tuxtlaense* recién eclosionados pasan por cinco mudas antes de alcanzar la etapa juvenil. El desarrollo abreviado le ha permitido establecerse en el lago de Catemaco, Veracruz, México, en donde no se encuentra ninguna otra de las especies de *Macrobrachium* que son comunes en la planicie costera.

Impactos en la migración de camarones anfídromos por barreras antrópicas

Los camarones anfídromos han recibido una atención creciente en las últimas décadas, con estudios estimulados tanto por el interés fundamental en los ciclos de vida y por los impactos humanos en sus hábitats lóticos, en especial la construcción de presas (Holmquist *et al.*, 1998) y el desvío de caudales (March *et al.*, 2003), que impiden o detienen por completo la migración río abajo de hembras grávidas o de las larvas recién eclosionadas a aguas salobres, o el posterior retorno: migración río arriba de los juveniles.

Presas grandes y pequeñas

Las alteraciones humanas más significativas y dramáticas, en los hábitats de los camarones anfídromos, son el bloqueo de las rutas migratorias por la construcción de presas (March *et al.*, 2003; Bauer, 2011b), las cuales se clasifican como grandes o pequeñas. Se considera una presa grande aquella que tiene una compuerta mayor de 15 m, de acuerdo con la Comisión Internacional de Grandes Presas (ICOLD, 1998). En las últimas estimaciones, se sugiere que existen aproximadamente 42,000 presas grandes en el mundo (ICOLD, 1998; March *et al.*, 2003). La gran mayoría de investigaciones se han centrado en las presas grandes, mientras que las presas pequeñas han recibido muy poca atención científica, a pesar de que su impacto global puede ser mucho mayor que el de las presas grandes (March *et al.*, 2003). Existen aproximadamente 800,000 presas pequeñas en todo el mundo (March *et al.*, 2003), y estimaciones para los Estados Unidos sugieren que estas presas pequeñas cuentan con tres o cuatro veces el área de embalse de las presas grandes (Rosenberg *et al.*, 2000).

Las presas, tanto grandes como pequeñas, pueden alterar significativamente la distribución y abundancia de la fauna anfídroma, mediante el

bloqueo de las rutas migratorias (Miya y Hamano, 1988; Holmquist *et al.*, 1998; Fièvet *et al.*, 2000; March *et al.*, 2003). Sin embargo, el grado de alteración depende de las características tanto de la presa como de la fauna anfídroma nativa (March *et al.*, 2003). Por ejemplo, en Puerto Rico, las presas grandes que no tienen vertederos o aliviaderos (estructuras que permiten que el agua fluya a través de la superficie de una presa) se convierten en imponentes obstáculos para los organismos migratorios y da lugar a la eliminación completa de peces y camarones nativos en hábitats río arriba (Holmquist *et al.*, 1998). Por el contrario, las presas grandes con vertederos o aliviaderos permiten el paso de algunos peces y camarones nativos (March *et al.*, 2003). Aunque es cierto que las presas con vertederos o aliviaderos permiten el paso de la biota acuática migratoria, las abundancias de camarones y peces río arriba de estas presas es menor que las encontradas río abajo, de estas mismas presas, o en los ríos comparables, pero sin presas (Holmquist *et al.*, 1998; Concepción y Nelson, 1999). Es importante recalcar que aunque las presas tengan vertederos pueden también eliminar fauna nativa en tramos río arriba, si estas especies son incapaces de trepar, escalar o nadar sobre estos vertederos (March *et al.*, 2003). Las presas grandes y sus correspondientes embalses también pueden interrumpir la migración río abajo de larvas de langostinos y peces mediante la reducción del flujo, alargando así, el tiempo que les toma llegar a zonas de estuarios (March *et al.*, 2003). Por otra parte, esta reducción en el flujo puede aumentar la depredación de larvas en los embalses (March *et al.*, 2003).

Consecuencias debidas a las presas

Efectos de las presas grandes y pequeñas sobre la fauna migratoria pueden tener consecuencias de gran alcance, más allá de las alteraciones de la abundancia relativa y distribución de peces y camarones. Por ejemplo, en muchas islas tropicales, los camarones anfídromos representan la mayoría de la producción secundaria (Bright, 1982) y afectan significativamente muchos aspectos de las comunidades bentónicas y procesos de los ecosistemas (Pringle *et al.*, 1999). Exclusiones experimentales a pequeña escala de camarones, en un río, resultaron en un aumento de materia orgánica (Pringle *et al.*, 1999), así como en la cubierta de sedimentos, además de cambios en la composición de ensamblajes y biomásas de insectos y algas (March *et al.*, 2002), y en el decremento de las tasas de procesamiento de basura (March *et al.*, 2001). Experimentos a gran escala causados por per-

turbaciones antrópicas apoyan los resultados de estas exclusiones a pequeña escala (March *et al.*, 2003). Por ejemplo, la eliminación de camarones en un tramo completo de un río, debido a la intoxicación por cloro, resultó en un aumento espectacular en la cubierta de sedimentos y en la biomasa algal (March *et al.*, 2003). Patrones similares se han observado en estudios previos, río arriba de presas grandes sin vertederos, donde se han extinguido peces y camarones nativos (March *et al.*, 2003). Por ejemplo, Horne y Besser (1977) habían identificado cuatro especies de *Macrobrachium* en diferentes sitios a lo largo de los ríos San Marcos y Guadalupe en Texas, después de la construcción de varias presas grandes, tres de las cuatro especies de *Macrobrachium* ahora solo se encuentran río abajo en las partes más cercanas a la desembocadura; solo una especie, *M. carcinus*, que aparentemente puede trepar, caminar o rodear las paredes de las presas, se encuentra a lo largo de todo el sistema fluvial.

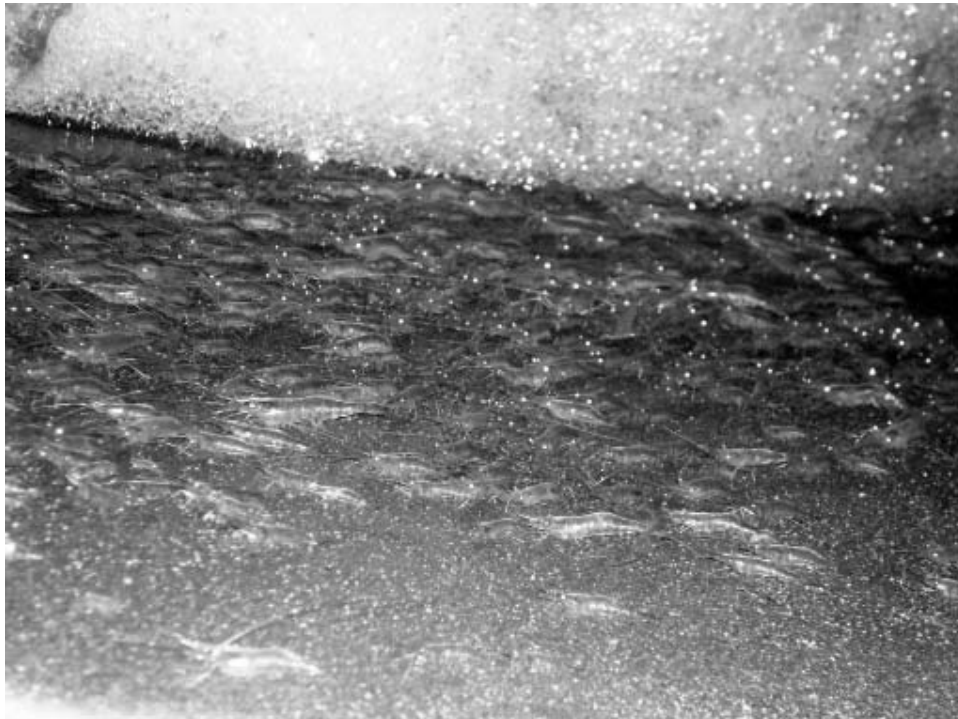
Reacción de los juveniles (migración río arriba)

Se ha observado que los juveniles, en sus migraciones río arriba, son capaces de escalar barreras hechas por el hombre, con poca pendiente, mientras exista un flujo continuo de agua, también pueden superar presas pequeñas, pero estas, siguen siendo un impedimento parcial para la migración (Hamano *et al.*, 1995; Hamano y Honke, 1997; Benstead *et al.*, 1999; Fièvet, 1999a; Bauer, 2011b), en la Figura 3 se observa como juveniles *Macrobrachium tenellum* escalan las paredes de concreto de una compuerta de 1 m de altura durante su migración masiva río arriba, en un arroyo de la costa del Pacífico mexicano, a finales de la época de lluvias en la región (Rodríguez-Uribe *et al.*, 2014). Además, los juveniles que encuentran un obstáculo tienden a acumularse debajo de éste, atrayendo a depredadores como aves y peces (Benstead *et al.*, 1999). Bauer (2011b) comenta que aunque no se construyan nuevas presas y eliminen las innecesarias, es mejor alternativa colocar pasos, conductos, u otros medios alrededor de las barreras, tantos como sean posibles, para disminuir el impacto en estas migraciones río arriba de camarones anfídromos. Pero, si las presas u otros obstáculos son lo suficientemente bajos y además existe un continuo y periódico flujo de agua sobre la estructura, esto será suficiente para estimular el movimiento de los juveniles por encima de tal barrera (Bauer, 2011b).

Otras estructuras a lo largo de las orillas, tales como embarcaderos, muelles, muros de contención, diques laterales y otras estructuras de control de los ríos pueden también bloquear o interrumpir la ruta migratoria de los juveniles. Los patrones de flujo aguas abajo de estas estructuras pueden ser complejos y confundir la respuesta direccional de los juveniles migrantes (Bauer, 2011b). La disminución de las poblaciones del camarón anfídromo *M. ohione* en la parte alta del río Mississippi y en la parte inferior del río Ohio podría ser debido a la interrupción del reclutamiento de juveniles, debido a barreras antrópicas (Bauer y Delahoussaye, 2008).

Los embalses detrás de las grandes presas son también un problema para los camarones anfídromos. Incluso si los juveniles migrantes superan la presa a través de escalas para camarones o cualquier otro medio, la falta de flujo direccional en el embalse puede confundirlos y evitar que sigan migrando aguas arriba. Por esta razón, Holmquist *et al.* (1998) recomiendan la construcción de canales laterales entre las escalas para cama-

Figura 3. Juveniles *Macrobrachium tenellum* migrando en una pared de concreto en una compuerta de descarga libre de un estanque artificial en la costa del Pacífico mexicano.



rones y el embalse, y que estos canales terminen hasta que salgan completamente del embalse. Muchos embalses, además, están acondicionados para la pesca recreativa, con especies depredadoras de estos camarones (Holmquist *et al.*, 1998).

¿Qué pasa con las larvas (migración río abajo)?

Embalses de presas grandes, y también en pequeñas, con mucha frecuencia no cuentan con aliviaderos o vertederos de descarga y actúan como trampas para larvas que se mueven río abajo, con la finalidad de llegar al mar o a zonas salobres donde tendrá lugar el desarrollo larval, aunque, esta es una fuente significativa de mortalidad larval, aún no ha sido estudiada a detalle (March *et al.*, 2003) y asimismo Bauer (2011b) comenta que no se han realizado, hasta el momento, estudios que aborden la cuestión de cómo las hembras grávidas logran desplazarse río abajo con la existencia de presas u otros obstáculos ni cuál es el impacto que esta migración río abajo sufre por la existencia de barreras en los ríos.

Los embalses detrás de las presas son a menudo sitios de extracción de agua para sistemas de riego agrícola (Bauer, 2011b). Los grandes volúmenes de agua extraídos contienen una gran cantidad de larvas (Benstead *et al.*, 1999; March *et al.*, 2003). Los filtros o mallas que se colocan en las entradas de los extractores detienen el paso de especies grandes y residuos pero no el de las diminutas larvas de camarones anfídromos (Bauer, 2011b). Sin embargo, se pueden tomar varias medidas para reducir la mortalidad larval (Benstead *et al.*, 1999; March *et al.*, 2003). En los arroyos y ríos tropicales, las hembras liberan las larvas en la noche, es decir, aproximadamente 3 horas después de la puesta del sol, si se limitara la extracción de agua, en los embalses, de 3-5 horas antes de la noche, y además de hacer del dominio público la época reproductiva de las especies y de que esta limitación solo ocurriría durante cierto periodo del año, limitaría la mortalidad larval (March *et al.*, 2003).

Migraciones de camarones anfídromos. Estudios en América

March *et al.* (1998) estudiaron la migración río abajo de larvas de camarones anfídromos en dos ríos (Espíritu Santo y Mameyes) de Puerto Rico, los

cuales drenan el Bosque Experimental Luquillo. Diez especies de camarones habitan estos ríos: *Macrobrachium carcinus*, *M. faustinum*, *M. crenulatum*, *M. acanthurus*, *M. heterochirus*, *Atya lanipes*, *A. scabra*, *A. innocous*, *Micratya poeyi*, y *Xiphocaris elongata*. La migración río abajo de estas larvas durante el día es escasa, pero aumenta dramáticamente después de las 16 horas, mostrando un máximo entre las 19 y 22 horas. Mientras que en un sitio de alta altitud, donde los peces depredadores estaban ausentes, no se apreciaron patrones circadianos. La magnitud de esta migración aumenta en dirección río abajo en ambos ríos. No hubo diferencias significativas entre los ríos con respecto a la tasa media de desplazamiento de larvas por kilómetro y la máxima densidad observada fue de 69,102 larvas 100 m^{-3} (1.7 g de masa seca 100 m^{-3}), lo cual es alto en relación con estudios publicados sobre desplazamiento de invertebrados.

Fièvet (1999b) reporta la migración río arriba de tres especies de camarones anfídomos (*Xiphocaris elongata*, *Macrobrachium faustinum*, *Atya innocous*), los cuales escalaban un vertedero de 4 m y 45° de inclinación, durante la liberación de agua del embalse de una presa, esto sucedió a plena luz del día en el río Bananier, isla Guadalupe, Antillas Francesas. Aunque una gran abundancia de *Micratya poeyi* se registró por electropesca en las proximidades del vertedero, no se observó algún individuo de esta especie escalando las paredes del vertedero. Este autor concluye que debido a la abundante y repentina descarga de agua del embalse en ese día, se eliminó temporalmente la inhibición innata a la exposición de la luz, ya que en días siguientes no se volvió a registrar que estas especies escalaran el vertedero en el día, además de que las descargas de agua fueron en menor intensidad.

Benstead *et al.* (2000) realizaron muestreos para determinar si el desarrollo larval de camarones anfídomos tenía lugar en los estuarios de dos ríos (Espíritu Santo y Mameyes) que drenan el Bosque Experimental de Luquillo en el noreste de Puerto Rico. También examinaron la migración río arriba de las postlarvas y su relación con la descarga fluvial de los dos ríos. Diez especies se encontraron en las dos cuencas de estudio: *Atya lanipes*, *A. innocous*, *A. scabra*, *Micratya poeyi*, *Xiphocaris elongata*, *Macrobrachium carcinus*, *M. heterochirus*, *M. crenulatum*, *M. faustinum* y *M. acanthurus*. Encontraron larvas, de estas especies, en estadios mayores al primero, en ambos estuarios, sugiriendo que una gran proporción se desarrolla hasta el estadio de postlarva en el hábitat estuarino. También, sus resultados indican que el momento y la magnitud de la migración río arri-

ba de las postlarvas podría estar controlado por los caudales o descargas máximas.

Benbow *et al.* (2002) evaluaron la migración río arriba de postlarvas de *Lentipes concolor* (gobio) y *Atyoida bisulcata* (camarón) mediante tasas de escalada en pequeñas cascadas de dos arroyos de la isla de Maui, Hawaii. Las tasas de escala de las postlarvas de gobios oscilaron de 0.04 a 1.50 cm s⁻¹, fueron más lentas que las de los camarones, 0.30 a 3.06 cm s⁻¹. Durante el muestreo del 23 de junio de 2000 en el arroyo Makamaka'ole, se observó una media de 9.4 camarones min⁻¹ escalando aproximadamente 0.4 m, resultando en una estimación de reclutamiento de 564 camarones h⁻¹.

March *et al.* (2003) estudiaron los efectos que las presas, y actividades adyacentes en estas, en islas tropicales pueden causar en la fauna nativa de ríos y arroyos (peces, camarones, caracoles), la cual migra entre agua dulce y salada durante sus ciclos de vida. Concluyendo que la existencia de presas y la extracción de agua, en la mayoría, han exterminado la mayoría de especies anfidromas en tramos río arriba, después de las zonas de embalse de las presas, y se ha aumentado la mortalidad de larvas que se desplazan río abajo, a las aguas salobres para su desarrollo larval.

Bauer y Delahoussaye (2008) pusieron a prueba la hipótesis de que los camarones *M. ohione* tienen un ciclo de vida anfidromo, donde las hembras realizan una migración río abajo a zonas de estuarios para el desove de los huevecillos, un posterior desarrollo larval en aguas salobres y por último una migración río arriba de los juveniles, esto en el río Atchafalaya, Louisiana, Estados Unidos, en el 2006. Con resultados que confirman que las hembras liberan los huevecillos en o cerca de estuarios, esto a principios o mediados de la primavera, pero, no se sabe si las hembras después del desove migran de regreso a sus hábitats de agua dulce. Mientras que las migraciones masivas río arriba de juveniles tuvieron lugar durante el verano.

Kikkert *et al.* (2009) cuantificaron el momento y la magnitud de la migración río arriba de tres géneros de camarones anfidromos (*Atya*, *Macrobrachium*, *Xiphocaris*) en el río Espíritu Santo en el noreste de Puerto Rico. Utilizaron el análisis de regresión múltiple para identificar factores ambientales potenciales que afectan las tasas de migración observadas. También realizaron un experimento para evaluar que posibles factores físicos y químicos afectan el comportamiento migratorio de los camarones estudiados. En campo: los patrones migratorios y los factores ambientales fueron específicos para cada especie, las tasas de migración de las especies de

Macrobrachium y *Xiphocaris elongata* se vieron más afectadas por condiciones ambientales que las de las especies *Atya*, la mayor cantidad de especies migrando eran del género *Atya*, mientras que la migración de las especies del género *Macrobrachium* fue altamente estacional, teniendo las mayores proporciones al final del verano, las tasas de migración de todas las postlarvas estuvieron uniformemente distribuidas a lo largo de la noche. Incrementos experimentales en la turbidez tuvieron efectos negativos en el comportamiento migratorio de las especies de *Atya* y *X. elongata*, al igual que la presencia de peces depredadores. Sus resultados concluyen que las variables en el flujo proveen pistas confiables para identificar las rutas de la migración río arriba, mientras que aspectos relacionados con los depredadores (peces e iluminación) son reconocidos y evitados, un patrón que sugiere adaptación a la depredación.

Rome *et al.* (2009) ponen a prueba la importancia relativa del desplazamiento larval y de la migración de hembras *Macrobrachium ohione* hacia aguas salobres (migración río abajo), en una vertiente del río Mississippi en Louisiana, basados en la muda larval y su distribución. En el estadio 1 estas larvas no buscan alimento, y no lograrán mudar al segundo estadio (primer estadio de alimentación) hasta que no encuentren agua salobre. Realizaron un experimento factorial en laboratorio donde las larvas que permanecieron en agua dulce de 1 a 3 días antes de cambiar a agua salobre (6-10 ppt) mostraron una mayor frecuencia de muda que aquellas que se conservaron más tiempo en agua dulce (5 días) o que se cambiaron a aguas menos salinas (2 ppt), mientras que las larvas que no mudaron (agua dulce) murieron o estaban moribundas en un plazo de 11 días después de su eclosión. Las abundancias larvales cerca de la costa fueron significativamente mayores que las de río arriba. Los resultados indican que las larvas recién eclosionadas de *M. ohione* tienen un plazo limitado para desplazarse en el agua dulce antes de llegar a agua suficientemente salobre para estimular la muda al primer estadio de alimentación. Concluyen que la migración río abajo de hembras puede jugar un papel importante en sistemas fluviales continentales donde las distancias al mar son grandes, mientras que el desplazamiento larval puede ser suficiente en las especies que viven en ríos o arroyos cercanos a la costa.

LaPorte y Bauer (2010) estudiaron la infección de camarones anfídro-mos adultos, *Macrobrachium ohione*, por el parásito branquial *Probopyrus pandalicola*, para probar la hipótesis de que esta infección se produce durante la migración río abajo, de las hembras y machos que bajan acompa-

ñándolas. Este parásito altera la maduración gonadal y el desove en las hembras, lo que resulta en la pérdida total de la masa ovígera. Los resultados obtenidos indican que la infección de adultos es común en *M. ohione*, en los ríos Atchafalaya y Mississippi, Louisiana, Estados Unidos. Se encontraron muchos adultos *M. ohione* infectados por *P. pandalicola* jóvenes, en muestreos realizados río arriba, lo que indica que los camarones eran adultos en el momento de la infección. Concluyen que muchas de las infecciones de los camarones adultos ocurren durante sus migraciones a las aguas salobres, debido a que las larvas epicaridium de este parásito necesitan encontrar e infectar copépodos calanoides de aguas salobres, quienes serán sus huéspedes intermediarios, una vez unido al copépodo sufren una metamorfosis a larva microniscus, que luego se metamorfosea en una larva cryptoniscus, en este momento se separa rápidamente del copépodo y va en búsqueda de un huésped definitivo, los *M. ohione*.

Olivier y Bauer (2011) probaron la hipótesis de que las hembras grávidas de *Macrobrachium ohione* realizan una migración río abajo para liberar los huevecillos en los estuarios de los ríos Mississippi y Atchafalaya en Louisiana, para su inmediata eclosión. Realizaron muestreos, río arriba y río abajo, en sitios de ambos ríos, que les permitieran la comparación de las distribuciones estacionales de las hembras, basadas en la condición reproductiva y la talla. Hembras listas para el desove fueron asociadas positivamente con sitios río abajo en el río Atchafalaya en el 2008 y en el río Mississippi en el 2009, también observaron que las hembras pueden producir múltiples camadas durante la temporada reproductiva. En general, la abundancia relativa de hembras reproductoras fue mayor en los sitios río abajo durante la temporada de reproducción. Sin embargo, los mecanismos exactos de las migraciones pueden variar con las características propias de cada río, tales como la longitud y la velocidad del agua.

Bauer (2011a) en este artículo, parte uno, introduce al lector en el concepto de anfidromía en los camarones de agua dulce, también plantea las implicaciones, beneficios y orígenes evolutivos de sus migraciones así como un caso inusual de anfidromía en el *Macrobrachium ohione*. Un ciclo de vida anfidromo por lo general implica migraciones con largas distancias entre aguas dulces y marinas. Algunos camarones de agua dulce han abreviado el desarrollo larval con un ciclo de vida completo en aguas dulces, omitiendo de este modo su calidad de migradores anfidromos. La cuestión es de cuál ciclo de vida es ancestral en los camarones de agua dulce, si la anfidromía o el desarrollo larval abreviado, esto lo analiza Bauer en térmi-

nos de costos, beneficios y filogenia. Además de que presenta hipótesis competentes para explicar la distribución inusual del *M. ohione*, cuyas poblaciones se han encontrado a distancias mayores de 1,500 km desde el mar.

Bauer (2011b) en esta segunda parte aborda a detalle dos aspectos principales de la anfidromía, la llegada de las larvas al mar (migración río abajo) y la migración de retorno (migración río arriba) de los juveniles, así como los impactos humanos sobre estas migraciones. La migración río abajo en camarones anfidromos consiste en que las hembras liberan las larvas en agua dulce y estas usando la corriente lleguen al mar o que las hembras grávidas se desplacen al mar y liberen ahí las larvas. Después del desarrollo larval en aguas saladas, los juveniles deben de iniciar una migración río arriba a sus hábitats de agua dulce. Tales migraciones son impresionantes, además los juveniles son capaces de trepar o rodear obstáculos pequeños. Ambas migraciones son bloqueadas por presas grandes y pequeñas que no cuentan con vertederos o caminos para estas especies, y por los embalses detrás de estas, además de que la extracción de agua en ríos y arroyos es una fuente significativa de mortalidad larval. Recalcar la comprensión de estas migraciones es fundamental para identificar y mitigar los impactos humanos sobre estas especies.

Conclusiones

El conocimiento sobre migraciones de camarones anfidromos en el continente americano es escaso. Las pocas investigaciones realizadas abordan principalmente los géneros: *Atya*, *Atyoida*, *Cryphiops*, *Macrobrachium* y *Xiphocaris*. No hay información sobre el resto de especies de camarones anfidromos que también realizan migraciones como parte de sus ciclos de vida. De estas especies anfidromas no estudiadas, y que representan la mayoría, poco o nada se conoce sobre sus procesos migratorios. Por lo anterior se requiere de una ardua labor científica para incrementar el conocimiento que de ellas se tiene.

Además, los hábitats naturales de los camarones anfidromos, no solo de América sino de todo el mundo están siendo modificados e impactados negativamente por diversas actividades antrópicas. Las consecuencias más dramáticas se observan en algunos ríos donde se han construido grandes presas; tales construcciones no cuentan con vertederos o caminos alternos para los camarones anfidromos, lo que ocasiona que después de un tiem-

po en la parte superior del río, zona de embalse, no se encuentren estas especies nativas y en pocos afortunados casos solo se logran localizar en la parte baja del río.

Los impactos humanos sobre estas especies anfídomas deben reducirse tanto como sea posible, ya que son componentes importantes de los ecosistemas dulceacuícolas donde pasan la mayor parte de sus ciclos de vida, sirven a los consumidores primarios y secundarios y, ya en su etapa adulta, son el enfoque de la pesca artesanal de muchas comunidades.

Es urgente iniciar investigaciones tanto de campo como experimentales que permitan recopilar información importante y a la postre ser divulgada, sobre los procesos migratorios de los camarones y otros organismos anfídomos. Sin tal conocimiento resultará poco probable entender sus ciclos biológicos y realizar acciones para su protección y preservación. Este conocimiento, además, permitiría mitigar los efectos antrópicos sobre sus poblaciones, sobre todo considerando que la rapidez con que el hombre impacta negativamente los ecosistemas es inversamente proporcional a la capacidad de los mismos de recuperarse.

Referencias

- Álvarez, F., J. L. Villalobos y R. Robles, «Abbreviated larval development of *Macrobrachium tuxtleense*, reared in the laboratory», *Crustacean*, 75(5) (2002), pp. 717-730.
- Anger, K., «The biology of Decapod Crustacean Larvae», *Journal of Crustacean Biology*, 25(2) (2001), pp. 318.
- Bauer, R. T. y J. Delahoussaye, «Life history migrations of the amphidromous river shrimp *Macrobrachium ohione* from a continental large river system», *Journal of Crustacean Biology*, 28 (4) (2008), pp. 622-632.
- , «Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. I. Costs, benefits, evolutionary origins, and an unusual case of amphidromy», *New frontiers in crustacean biology*, (2011a), pp. 145-156.
- , «Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. II. Delivery of hatching larvae to the sea, return juvenile upstream migration, and human impacts», *New frontiers in crustacean biology*, (2011b), pp. 157-168.
- , «Amphidromy in shrimps: a life cycle between rivers and the sea», *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41 (4) (2013), pp. 633-650.

- Benbow, M. E., L. L. Orzetti, M. D. McIntosh y A. J. Burky, «A note on cascade climbing of migrating goby and shrimp postlarvae in two Maui streams», *Micronesica*, 34 (2) (2002), pp. 243-248.
- Benstead, J. P., J. G. March, C. M. Pringle y F. N. Scatena, «Effects of a low-head dam and water abstraction on migratory tropical stream biota», *Ecological Applications*, 9 (2) (1999), pp. 656-668.
- , J. G. March y C. M. Pringle, «Estuarine Larval Development and Upstream Post-Larval Migration of Freshwater Shrimps in Two Tropical Rivers of Puerto Rico», *Biotropica*, 32 (3) (2000), pp. 545-548.
- Blanco, J. F. y F. N. Scatena, «Floods, Habitat Hydraulics and Upstream Migration of *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) in Northeastern Puerto Rico», *Caribbean Journal of Science*, 41 (1) (2005), pp. 55-74.
- Boschi, E. E., *Biología de los crustáceos cultivables en América Latina*, en Simposio FAO/CARPAS/6/74/SR-7 sobre Acuicultura en América Latina, Montevideo, Uruguay, 1974, pp. 18-22.
- Bright, G. R., «Secondary benthic production in a tropical island stream», *Limnology and Oceanography*, 27 (1982), pp. 472-480.
- Carpenter, A., «Habitat and distribution of the freshwater shrimp *Paratya curvirostris* (Decapoda: Atyidae)», *Mauri Ora*, 10 (1982), pp. 85-98.
- Concepción, G. B y S. G. Nelson, «Effects of a dam and reservoir on the distributions and densities of macrofauna in tropical streams of Guam (Mariana Islands)», *Journal of Freshwater Ecology*, 14 (1999), pp. 447-454.
- Dadswell, M. J., R. J. Klauda, C. M. Moffitt y R. L. Saunders, «Common strategies of anadromous and catadromous fishes», en *American Fisheries Society*, 1987, pp. 561.
- De Grave, S., Y. Cai y A. Anker, «Global diversity of shrimps (Decapoda: Caridea) in freshwater», *Hydrobiologia*, 595 (2007), pp. 287-293.
- , N. D. Pentcheff, S. T. Ahyong, T. Y. Chan, K. A. Crandall, P. C. Dworschak, D. L. Felder, R. M. Feldmann, C. H. J. M. Fransen, L. Y. D. Goulding, R. Lemaitre, M. E. Y. Low, J. W. Martin, P. K. L. Ng, C. E. Schweitzer, S. H. Tan, D. Tshudy y R. Wetzer, «A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans», *The Raffles Bulletin of Zoology*, suplement 21 (2009), pp. 1-109.
- Dingle, H., «Migration: The biology of life on the move», Oxford University Press, New York, 1996.
- , «Animal migration: Is there a common migratory syndrome?», *Journal of Ornithology*, 147 (2006), pp. 212-220.

- y V. A. Drake, «What Is Migration?», *BioScience*, 57 (2) (2007), pp. 113-121.
- Donaldson, T. J. y R. F. Myers, «Insular freshwater fish faunas of Micronesia: patterns of species richness and similarity», *Environmental Biology of Fishes*, 65 (2002), pp.139-149.
- Espinosa-Chaurand, L. D., M. Vargas-Ceballos, M. Guzmán-Arroyo, H. Nolasco-Soria, O. Carrillo-Farnés, O. Chong-Carrillo y F. Vega-Villasante, «Biología y cultivo de *Macrobrachium tenellum*: Estado del arte», *Hidrobiológica*, 21 (2) (2011), pp. 99-117.
- Fièvet, É., «An experimental survey of freshwater shrimp migration in an impounded stream of Guadalupe Island, Lesser Antilles», *Archive für Hydrobiologie*, 144 (1999a), pp. 339-355.
- , «Daylight migration of freshwater shrimp (Decapoda, Caridea) over a weir during water release from the impoundment», *Crustaceana*, 72 (3) (1999b), pp. 351-356.
- , A. L. Roux, L. Redaud y J. M. Sérandour, «Conception des dispositifs de franchissements pour la faune amphidrome (crevettes et poissons) des cours d'eau Antillas: Une revue», *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 357/358 (2000), pp. 241-256.
- Ford, J. L., *Biology of a Hawaiian fluvial gastropod Neritina granosa Sowerby (Prosobranchia: Neritidae)*, tesis de maestría, University of Hawaii, Honolulu, 1979.
- Fossati, O., M. Mosseron y P. Keith, «Distribution and habitat utilization in two atyid shrimps (Crustacea: Decapoda) in rivers of Nuku-Hiva Island (French Polynesia)», *Hydrobiologia*, 472 (2002), pp. 197-206.
- Freeman, S. y J. C. Herron, *Análisis Evolutivo*, Prentice Hall, Pearson Educación, Madrid, 2002.
- Gamba, A. L., «*Macrobrachium*: its presence in estuaries of the northern Venezuelan coast (Decapoda: Palaemonidae)», *Caribbean Journal of Science*, 18 (1982), pp. 23-26.
- García-Guerrero, M. U., F. Becerril-Morales, F. Vega-Villasante y L. D. Espinosa-Chaurand, «Los langostinos del género *Macrobrachium* con importancia económica y pesquera en América Latina: conocimiento actual, rol ecológico y conservación», *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41 (4) (2013), pp. 651-675.
- Gross, M. R., R. M. Coleman y R. M. McDowall, «Aquatic productivity and the evolutions of diadromous fish migration», *Science*, 239 (1988), pp. 1291-1293.

- Guzmán-Arroyo, M., *Biología, ecología y pesca del langostino Macrobrachium tenellum (Smith, 1871), en lagunas costeras del estado de Guerrero, México*, tesis de doctorado en ciencias del mar (Oceanografía Biológica y Pesquera), Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Colegio de Ciencias y Humanidades, UNAM, México, 1987.
- Hamano, T. y K. I. Hayashi, «Ecology of an atyid shrimp *Caridina japonica* (De Man 1892) migrating to upstream habitats in the Shiwagi Rivulet, Tokushima Prefecture», *Researches in Crustacea*, 21 (1992), pp. 1-12.
- , K. Yoshimi, K. I. Hayashi, H. Kakimoto y S. Shokita, «Experiments on Fishways for Freshwater Amphidromous Shrimps», *Nippon Suisan Gakkaishi*, 61 (2) (1995), pp. 171-178.
- y K. Honke, «Control of the migrating course of freshwater amphidromous shrimps by lighting», *Crustacean Research*, 26 (1997), pp. 162-171.
- , T. Iida, A. Araki y N. Takeshita, «Survival rate of Japanese mitten crabs, *Eriocheir japonica*, falling from a simulated dam onto concrete and into a pool», *Nippon Suisan Gakkaishi*, 71 (2) (2005), pp. 131-137.
- Hartmann, G., «Apuntes sobre la biología de camarón de río, *Cryphiops caementarius* (Molina) Palaemonidae, Decapoda», *Pesca y Casa*, 8 (1958), pp. 15-28.
- Hayashi, K. I. y T. Hamano, «The complete larval development of *Caridina japonica*, De Man (Decapoda: Caridea: Atyidae) reared in the laboratory», *Zoological Science*, 1 (1984), pp. 571-589.
- Hodges, M. H. y F. W. Allendorf, «Population genetics and pattern of larval dispersal of the endemic amphidromous gastropod *Neritina granosa* (Prosobranchia: Neritidae)», *Pacific Science*, 52 (1998), pp. 237-249.
- Holmquist, J. G., J. M. Schmidt-Gengenbach y B. Buchanan-Yoshioka, «High dams and marine freshwater linkages: Effects on native and introduced fauna in the Caribbean», *Conservation Biology*, 12 (1998), pp. 621-630.
- Horne, F. y S. Besser, «Distribution of river shrimp in the Guadalupe and San Marcos Rivers of central Texas, USA (Decapoda, Caridea)», *Crustaceana*, 33 (1977), pp. 56-60.
- Hunte, W., «The distribution of freshwater shrimps (Atyidae and Palaemonidae) in Jamaica», *Zoological Journal of the Linnean Society*, 64 (2) (1978), pp. 135-150.
- Ibrahim, K. H., «Observations on the fishery and biology of the freshwater prawn *Macrobrachium malcomsonii* Milne Edwards in River Godvari», *Indian Journal of Fisheries*, 9 (1962), pp. 433-467.

- Iguchi, K. y N. Mizuno, «Early starvation limits survival in amphidromous fishes», *Journal of Fish Biology*, 54 (1999), pp. 705-712.
- International Commission on Large Dams (ICOLD), *Word Register of Dams*, ICOLD, París, 1998.
- Jalihal, D. R., K. N. Sankolli y S. Shenoy, «Evolution of larval developmental patterns and the process of freshwaterization in the prawn genus *Macrobrachium*», *Crustaceana*, 65 (1993), pp. 365-376.
- Johnson, S. L., A. P. Covich, T. A. Crowl, A. Estrada-Pinto, J. Bithorn y W. A. Wurstbaugh, «Do seasonality and disturbance influence reproduction in freshwater atyid shrimp in headwater streams, Puerto Rico?», *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 26 (1998), pp. 2076-2081.
- Keith, P., E. Vigneux y P. Bosch, «Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de la Reunion», *Patrimoines Naturels*, 39 (1999), pp. 1-136.
- Keith, P., E. Vigneux y G. Marquet, «Atlas des poissons et crustacés d'eau douce de la Polynésie française», *Patrimoines Naturels*, 55 (2002), pp. 1-175.
- Kikkert, D. A., T. A. Crowl y A. P. Covich, «Upstream migration of amphidromous shrimp in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico: temporal patterns and environmental cues», *Journal of the North American Benthological Society*, 28 (2009), pp. 233-246.
- Koike, K., «Embryonic development and larval dispersal in the *Neritidae* (Gastropoda: Prosobranchia)», *Galaxea*, 13 (1996), pp. 129-130.
- LaPorte, S. y R. T. Bauer, «Infection of adult migratory river shrimps, *Macrobrachium ohione*, by the branchial bopyrid isopod *Probopyrus pandalicola*», *Invertebrate Biology*, 129 (4) (2010), pp. 344-352.
- Lee, C. L. y D. R. Fielder, «A mass migration of the freshwater prawn, *Macrobrachium australiense* Holthuis, 1950 (Decapoda: Palaemonidae)», *Crustaceana*, 37 (1979), pp. 219-222.
- Ling, S. W., «The general biology and development of *Macrobrachium rosenbergii* (De Man)», *FAO Fisheries Report*, 57 (3) (1969), pp. 589-606.
- Magalhães, C. y I. Walker, «Larval development and ecological distribution of central amazonian palaemonid shrimps (Decapoda, Caridea)», *Crustaceana*, 55 (1988), pp. 279-292.
- March, J. G., J. P. Benstead, C. M. Pringle y F. N. Scatena, «Migratory drift of larval freshwater shrimps in two tropical streams, Puerto Rico», *Freshwater Biology*, 40 (1998), pp. 261-273.

- , J. P. Benstead, C. M. Pringle y M. R. Ruebel, «Linking shrimp assemblages with rates of detrital processing along an elevational gradient in a tropical stream», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (2001), pp. 470-478.
- , C. M. Pringle, M. J. Townsend y A. I. Wilson, «Effects of freshwater shrimp assemblages on benthic communities along an altitudinal gradient of a tropical island stream», *Freshwater Biology*, 47 (2002), pp. 377-390.
- , J. P. Benstead, C.M. Pringle y F. N. Scatena, «Damming tropical island streams: problems, solutions, alternatives», *Bioscience*, 53 (2003), pp. 1069-1078.
- McDowall, R. M., «Diadromy: origins and definitions of terminology», *Copeia*, 1992 (1992), pp. 248-251.
- , «Ancestry and amphidromy in island freshwater fish faunas», *Fish and Fisheries*, 5 (2004), pp. 75-85.
- , «On amphidromy, a distinct form of diadromy in aquatic organisms», *Fish and Fisheries*, 8 (2007), pp. 1-13.
- , C. P. Mitchell y E. B. Brothers, «Age at migration from the sea of juvenile Galaxias in New Zealand (Pisces, Galaxiidae)», *Bulletin of Marine Science*, 54 (1994), pp. 385-402.
- Meruane, J. A., M. C. Morales, C. A. Galleguillos, M. A. Rivera y H. Hosokawa, «Experiencias y Resultados de Investigaciones sobre el camarón de río del Norte *Cryphiops caementarius* (Molina 1782) (Decapoda: Palaemonidae): Historia Natural y Cultivo», *Gayana*, 70 (2) (2006), pp. 280-292.
- Miya, Y. y T. Hamano, «The influence of a dam having no spillway on the distribution of decapod crustaceans in the Yukinoura River, Nagasaki, Japan», *Nippon Suisan Gakkaishi*, 54 (1988), pp. 429-435.
- Myers, G. S., «Usage of anadromous, catadromous and allied terms for migratory fishes», *Copeia*, (1949), pp. 89-97.
- Myers, M. J., C. P. Meyer y V. H. Resh, «Neritid and thiarid gastropods from French Polynesian streams: how reproduction (sexual, parthenogenetic) and dispersal (active/passive) affect population structure», *Freshwater Biology*, 44 (2000), pp. 535-545.
- New, M., «Status of freshwater prawn farming: A review», *Aquaculture Research*, 26 (1995), pp. 1-54.
- Olivier, T. J. y R. T. Bauer, «Female downstream-hatching migration of the river shrimp *Macrobrachium ohione* in the lower Mississippi river and

- the Atchafalaya river», *The American Midland Naturalist*, 166 (2) (2011), pp. 379-393.
- Pringle, C. M., N. Hemphill, W. H. McDowell, A. Bednarek y J. G. March, «Linking species and ecosystems: Effects of different macrobiotic assemblages on interstream differences in benthic organic matter», *Ecology*, 80 (1999), pp. 1860-1872.
- Radtke, R. L. y R. A. Kinzie, «Age at recruitment of Hawaiian freshwater gobies determined from daily growth increments», *Bulletin of Marine Science*, 41 (1987), pp. 640-641.
- y R. A. Kinzie, «Hawaiian amphidromous gobies: perspectives on recruitment processes and life history events», en W. Devick (ed.), *New Directions in Research, Management and Conservation of Hawaiian Freshwater Stream Ecosystems: Proceedings of the 1990 Symposium on Freshwater Stream Biology and Fisheries Management*, Division of Aquatic Resources, Department of Land and Natural resources, Honolulu, 1991, pp. 125-141.
- Read, G., «Factors affecting the distribution and abundance of *Macrobrachium petersi* (Hilgendorf) in the Keiskamma River and estuary, South Africa», *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21 (3) (1985), pp. 313-324.
- Rodríguez-Uribe, M. C., F. Vega-Villasante, M. Guzmán-Arroyo y L. D. Espinosa-Chaurand, «Efectos de una barrera antrópica sobre la migración río arriba del langostino anfídromo *Macrobrachium tenellum* (Smith, 1871) (Decapoda: Palaemonidae) en la costa del Pacífico mexicano», *Gayana* 78 (1) (2014), pp. 10-20.
- Román-Contreras, R., «Contribución al conocimiento de la biología y ecología de *Macrobrachium tenellum* (Smith) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae)», *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, 6 (2) (1979), pp. 137-160.
- Rome, N., S. L. Conner y R. T. Bauer, «Delivery of hatching larvae to estuaries by an amphidromous river shrimp: tests of hypotheses based on larval moulting and distribution», *Freshwater Biology*, 54 (2009), pp. 1924-1932.
- Rosenberg, D. M., P. McCully y C. M. Pringle, «Global-scale environmental effects of hydrological alterations», *BioScience*, 50 (2000), pp. 746-751.

Los camarones de agua dulce del género *Macrobrachium*: biología, ecología y explotación

Fernando Vega-Villasante, Marcelo Ulises García-Guerrero
Edilmar Cortés-Jacinto, Stig Yamasaki-Granados
Cynthia Eugenia Montoya-Martínez, Manuel Alejandro Vargas-Ceballos
Olimpia Chong-Carrillo, Miguel Ángel Rubio-Padilla
Manuel Guzmán-Arroyo, Olimpia Victoria Carrillo-Farnés
Luis Daniel Espinosa-Chaurand, Héctor Gerardo Nolasco-Soria

El suborden Caridea se compone de aproximadamente 2,500 especies distribuidas en 21 familias que habitan prácticamente en todos los cuerpos acuáticos del planeta (De Grave *et al.*, 2008). En particular, los langostinos de la familia Palaemonidae son los crustáceos más diversos dentro del orden Decápoda; tienen una amplia distribución geográfica y batimétrica, y están representados por numerosas especies en los sistemas marinos, estuarinos y dulceacuícolas (Hernández-Sandoval, 2008). Después de los Atyidae, los Palaemonidae más abundantes pertenecen a la subfamilia Palaemoninae, siendo el género más diverso *Macrobrachium* (De Grave *et al.*, 2008), coloquialmente llamados langostinos, camarones, acamayás, cauques o gambas, dependiendo de la región. Este género lo integra al menos 238 especies que se distribuyen en la franja tropical y subtropical de todo el mundo (De Grave *et al.*, 2009 en Bauer, 2011a). Al interior del género, existe mucha variación en cuanto a longitud máxima, morfología y requerimientos de hábitat (Pileggi y Mantelatto, 2010). La mayoría de estas especies están descritas en los trabajos de Holthuis (1952, 1980), quien realizó una amplia revisión de los palaemónidos de América, siendo sus trabajos aún vigentes para este género. Holthuis (1952) comentaba ya sobre la potencialidad del cultivo del género *Macrobrachium*, en particular de las especies nativas de importancia socioeconómica en Latinoamérica. De los camarones de agua dulce nativos de América existen 26 cuya distribución comprende desde Baja California, hasta el Perú, incluidos Brasil y Argentina. En México, se han identificado 17 especies y cinco son de importancia económica: *M. carcinus*, *M. olfersi* y *M. achantarus* en la costa del Atlántico, y *M. tenellum* y *M. americanum* en la costa del Pacífico (Vega-Villasante *et al.*, 2011a). En el presente trabajo, se pretende hacer una

síntesis y comentar el conocimiento que se tiene sobre el género, particularmente en México. De igual forma se aborda su importancia económica como un recurso de consumo tradicional y, por supuesto, la necesidad de conservarlo.

Generalidades, distribución y ecología

Los langostinos o camarones de río poseen un cuerpo comprimido, generalmente robusto. El rostro está bien desarrollado y dentado; entre los dientes se presentan setas. El caparazón, en los especímenes jóvenes, es liso aunque en los adultos de varias especies se presentan numerosos pequeños tubérculos visibles antes en el macho que en las hembras. Las espinas antenales y hepáticas están presentes. El surco branquiostegal está presente y visible como una línea bien definida que corre directamente del margen anterior del caparazón para terminar en la espina hepática (Holthuis, 1980). El abdomen es generalmente liso, por lo menos en animales que no han alcanzado el máximo crecimiento. Las pleuras de los tres primeros segmentos son ampliamente redondeadas, las del cuarto y quinto segmento son más reducidas y estrechándose hacia el ápex. Las pleuras del sexto segmento son muy pequeñas y triangulares, terminan en punta dirigida hacia la parte posterior. El ángulo posterolateral del sexto segmento termina en forma puntiaguda que sobresale por encima de la articulación con el telson. El telson es alargado, triangular, estrechándose posteriormente. Su superficie dorsal es lisa o cubierta con numerosos tubérculos, teniendo siempre presente dos pares de espinas. El ápex está flanqueado por dos pares de espinas de las cuales la exterior generalmente es mucho más corta que la anterior. Los ojos están bien desarrollados. La córnea es globular, generalmente más ancha que el pedúnculo y pigmentada. Un ocelo siempre está presente (Holthuis, 1980).

El pedúnculo antenular consiste de tres segmentos, de los cuales el basal es el más ancho. El segundo y el tercer segmento son mucho más cortos y delgados que el primero y prácticamente del mismo tamaño. De los flagelos antenulares el inferior es simple, el superior consiste de dos ramas fusionados en su parte basal. La antena tiene un escafocerito bien desarrollado, dos o tres veces más largo que ancho. El margen exterior termina en un fuerte diente final. En la base del pedúnculo antenal siempre está presente un diente externo. La mandíbula está distintamente dividida; el pro-

ceso incisor termina en tres grandes dientes romos, el proceso molar está provisto de romas protuberancias y aristas en su parte distal. La maxílula tiene la lacinia interior delgada, la lacinia superior es más ancha y termina en varias espinas móviles. El palpo está claramente bilobulado. La maxila tiene el endito profundamente dividido, el palpo es simple y bien desarrollado, el escafognatito es bastante delgado. Los maxilípedos están provistos de exopoditos bien desarrollados. La base y la coxa del primer maxilípedo están separadas por una clara indentación, el exopodito posee un lobo carideo, el epipodito es bilobulado. El segundo maxilípedo es más pediforme, el exopodito se extiende más allá del endopodito; el epipodito posee un bien desarrollado podobranquia. El tercer maxilípedo es más delgado. El exopodito está bien desarrollado y un epipodito está presente, mientras que además están adheridas a la base del maxilípedo una artrobranquia y una pleurobranquia (Holthuis, 1952).

La distribución del género *Macrobrachium*

Se distribuyen en la franja tropical y subtropical de todo el mundo, delimitados por las isoterms de los 18 °C, encontrándose desde el nivel del mar, hasta alturas de 800 a 1,500 m.s.n.m., con una temperatura anual mínima de 16 °C y máxima de 32 °C en zonas de precipitación total que fluctúa entre los 400-1,350 mm anuales (Vega-Villasante *et al.*, 2011; Vega-Villasante *et al.*, 2012) (Cuadro 1).

Aspectos ecológicos de *Macrobrachium*

El género *Macrobrachium* se distingue de otros palemónidos por los siguientes rasgos: tiene el cuerpo dividido en tres secciones principales: la cabeza, el tórax y abdomen (Figura 1). La cabeza y el tórax se unen para formar un cefalotórax, que contiene el rostro, los ojos, las mandíbulas, flagelos, además de 5 pares de patas caminadoras (pereiópodos), donde el segundo par de pereiópodos se modifican en quelas. El abdomen tiene seis segmentos corporales, cinco pares de patas nadadoras o pleópodos, dos pares de urópodos y un telson. Una característica definida de *Macrobrachium* es que el segundo par de pereiópodos (quelas) es más desarrollado que el resto de los apéndices torácicos (Holthuis, 1952). Si entre estos hay igualdad en el tamaño y la forma, se dice que la especie presenta «isoquelas» (Cabrera, 1983), y cuando difieren significativamente se llaman «hete-

Cuadro 1. Distribución geográfica del género *Macrobrachium* en el Pacífico mexicano.

| Estados | <i>M. acantochirus</i> | <i>M. americanum</i> | <i>M. digueti</i> | <i>M. heterochirus</i> | <i>M. hobbsi</i> | <i>M. michoacanus</i> | <i>M. occidentale</i> | <i>M. offersii</i> | <i>M. tenellum</i> | <i>M. rosenbergii</i> |
|---------------------|------------------------|----------------------|-------------------|------------------------|------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|--------------------|-----------------------|
| Baja California Sur | ■ | ■ | ■ | | | | | ■ | ■ | |
| Sonora | | ■ | ■ | | | ■ | | | ■ | |
| Sinaloa | ■ | ■ | ■ | | | ■ | | | ■ | ❖ |
| Nayarit | ■ | ■ | | | ■ | ■ | ■ | | ■ | |
| Jalisco | ❖ | ■ | | | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | |
| Colima | ■ | ■ | | | ❖ | ❖ | ❖ | ❖ | ■ | |
| Michoacán | ■ | ■ | | | ❖ | ■ | ■ | ❖ | ■ | |
| Guerrero | ■ | ■ | ■ | | ❖ | ■ | ■ | ■ | ■ | ❖ |
| Oaxaca | ■ | ■ | | | ■ | ■ | ■ | ❖ | ■ | |
| Chiapas | | ■ | | | | | | ■ | ■ | |

■ Registro ❖ Probable

roqueles» (Mossolin y Bueno, 2003). Un ejemplo de esto sería *M. tenellum* y *M. americanum*, que presentan isoqueles (Figuras 2 y 3), por otra parte, *M. digueti* cuenta con una quelela mucho más grande que otra (heteroqueles) (Figura 4).

Los langostinos del género *Macrobrachium* son organismos muy adaptables a diferentes ambientes, pueden localizarse tanto en ríos, arroyos, estuarios, pantanos así como en lagunas costeras (New y Singholka, 1984; Valencia y Campos, 2007) con temperaturas mínimas anuales de 16 °C y máximas de 32 °C (Arroyo-Rentería y Magaña-Ríos, 2001). Según Vega-Villasante *et al.* (2011b) *M. tenellum* presenta mejor crecimiento en rangos de temperaturas que van de los 29 a 30 °C. Por otro lado, Rodríguez-Flores *et al.* (2012) mencionan que la temperatura óptima para *M. tenellum* es de 29 °C, y el rango de preferencia térmica es de 30 y 33 °C, de igual forma menciona que a temperaturas menores a 22 °C y superiores a 33 °C el crecimiento de *M. tenellum* es prácticamente nulo.

Los langostinos son bentónicos (excepto sus etapas larvarias) y suelen habitar sobre fondos arenosos, limosos, cerca de los manglares, cuevas,

Figura 1. Anatomía de un reproductor macho de *Macrobrachium americanum*. Modificado de Hernández-Valencia (2010).

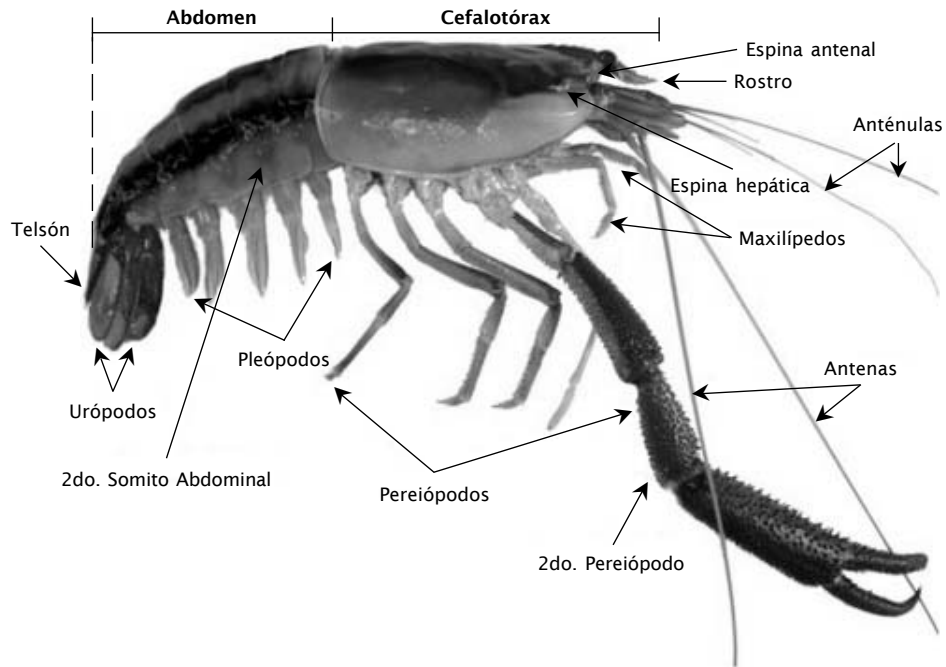


Figura 2. Macho adulto de *Macrobrachium tenellum*.

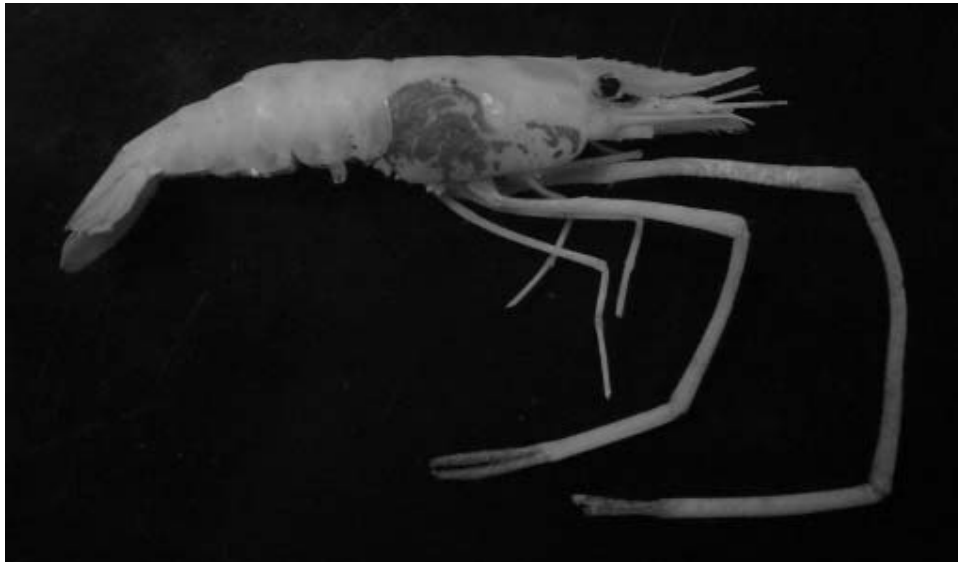


Figura 3. Macho adulto de *Macrobrachium americano*.

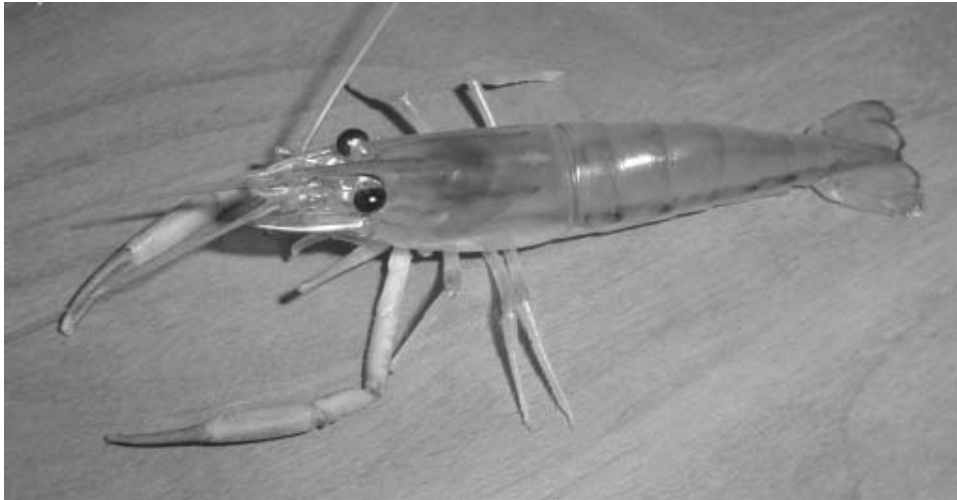


Figura 4. Macho adulto de *Macrobrachium digueti*.



resquicios bajo piedras y raíces sumergidas, donde se refugian y consiguen alimento (Montoya, 2003). Se ha reportado que *M. tenellum* habita sobre fondos arenosos, limosos, y limo-arcillosos, debajo de hojas y palos en descomposición, en aguas con abundante detritus y materia en diferen-

tes grados de descomposición (Román-Contreras, 1979). A diferencia de *M. tenellum*, Álvarez-Ruiz *et al.* (1996) mencionan que *M. americanum* es escaso en fondos arenosos profundos y abundantes en las zonas rocosas. Las especies del género *Macrobrachium* son omnívoras y carroñeras, consumen detritos, algas, restos de animales muertos y además son depredadoras de macroinvertebrados acuáticos y peces (García-Guerrero *et al.*, 2013). Rojas-Sahagún *et al.* (2012) comentan que *M. tenellum* tiene hábitos alimenticios omnívoros y puede consumir desde alimento balanceado hasta larvas de culícidos. En su trabajo analizó la capacidad larvívora individual de *M. tenellum* sobre larvas de *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) encontrando que, *M. tenellum* puede devorar por al menos 80 larvas de mosquito en un día, demostrando la alta capacidad larvívora de esta especie. También se ha demostrado que *M. tenellum* llega a tener conductas de canibalismo. Vega-Villasante *et al.* (2011) sugieren que este tipo de conducta corresponde a aspectos etológicos del género *Macrobrachium* descrito y definido como «efecto toro» (Jayachandran, 2001). En el cual existe un macho dominante y machos subordinados los cuales al mudar son devorados por el macho alfa. Estos organismos detectan el alimento por el «olfato», que junto con el tacto juegan un papel importante para la aceptación del alimento. Por otra parte, también suelen ser presas de vertebrados, como peces, aves y reptiles, o mamíferos como mapaches y nutrias. Pueden ser activos tanto en el día como en la noche, aunque se ha establecido que son preferentemente nocturnos (Espinosa-Chaurand *et al.*, 2011).

Las especies del género *Macrobrachium* que habitan en aguas continentales dulceacuícolas presentan dos estrategias reproductivas en torno a su ciclo de vida (Graça-Melo y Brossi-García, 1999). Hay especies que todo su ciclo de vida se lleva a cabo en ambientes dulceacuícolas (Bueno y Rodríguez, 1995), y especies dependientes de aguas salobres, ya que sus larvas necesitan de este medio para completar su desarrollo (Bueno y Rodríguez, 1995). Para esta última estrategia Ling (1962; 1969a; 1969b) fue de los primeros que describió su ciclo de vida, destacando dos aspectos importantes: desarrollo larvario con más de doce estadios y que al menos uno de estos necesitan agua salina para sobrevivir. El ciclo de vida de *M. tenellum* transita entre las aguas dulces y salobres. Generalmente se reproduce en verano a finales de la época de lluvias, cuando baja con los caudales de los ríos a las zonas costeras donde la salinidad es alrededor de 12 ups o mayores a esta. Signoret y Soto (1997) reportan que la salinidad máxima tolerada por esta es de 28 ups. Sin embargo, Vega-Villasante *et al.*

(2011a) mencionan en su trabajo que la salinidad máxima tolerada para *M. tenellum* es de 30 ups y que salinidades mayores a 35 ups presentan grandes mortandades (esto es debido a que en condiciones de alta salinidad se origina un gasto energético elevado para la osmorregulación a expensas de otros procesos como el crecimiento) y que en el rango de 0 a 5 ups *M. tenellum* presenta un mayor incremento en peso.

Las hembras de *Macrobrachium* pueden desovar varias veces al año y producir miles de huevos en cada desove, que son portados bajo el abdomen durante su incubación (García-Guerrero y Hendrickx, 2009), cuya duración depende de la temperatura del agua (García-Guerrero, 2010). Las hembras se alimentan, reproducen y desovan en agua dulce, pero las larvas deben estar en el agua salina al inicio de su desarrollo (Bauer, 2011a; 2011b). Para *M. tenellum* se ha reportado un rango de fecundidad por año que va desde los 900 a 147,000 huevos y un rango de número de puestas por año de 8 a 32 (Espinosa-Chaurand *et al.*, 2011).

En algunas especies, los huevos son incubados y las larvas liberadas río arriba, siendo transportadas a la deriva en dirección al mar (zona estuarina) por el cauce del río. En otras especies, las hembras migran río abajo, llevando la masa de huevos más cerca de las bahías costeras o estuarios donde eclosionan.

Las larvas son planctónicas y su desarrollo se realiza en aguas salobres, una vez que se han transformado y crecido a etapas juveniles y de adultos jóvenes comienzan a migrar (al aumentar la salinidad), remontan desde las costas, río arriba para encontrar agua dulce y dirigirse hacia sus zonas habituales (Román-Contreras, 1979; Guzmán-Arroyo, 1987; Ponce-Palafox *et al.*, 2002). Las distancias recorridas pueden ser desde decenas hasta cientos de kilómetros (Bauer, 2011b). Esta característica, conocida como anfidromía (McDowall, 2007), sitúa a los langostinos en una posición sobresaliente en el elenco de adaptaciones y roles ecológicos presentes en los organismos acuáticos, incluso desde una perspectiva evolutiva.

Estratificación social en machos de *Macrobrachium*

En general, los crustáceos decápodos son agresivos y presentan territorialidad (Holtschmit-Martínez, 1987). Hace más de medio siglo Holthuis (1952) comentaba ya sobre la potencialidad del cultivo del género *Macrobrachium*, en particular de las especies nativas de importancia socioeconómica en

Latinoamérica; sin embargo, actualmente se ha demostrado la existencia de jerarquías sociales en la población de machos tanto en cultivo como en el medio natural, con un efecto de inhibición del crecimiento por parte del macho alfa hacia las jerarquías subordinadas, dicho fenómeno se le conoce como «efecto toro» (Ra'anán y Sagi, 1985; Salmeron, 1985; Ra'anán *et al.*, 1991; New, 2002; Moraes-Riodades y Valenti, 2004; Thiel *et al.*, 2010), el cual, puede tener implicaciones en la producción, y debe de tomarse en cuenta para un correcto manejo del cultivo (Harán *et al.*, 2004). Aunado a esto, diversos autores (Ra'anán y Sagi, 1985; Salmeron, 1985; Jayachandran, 2001) mencionan que esta dominancia implica cierta jerarquía donde los organismos más grandes tienen prioridad sobre el alimento, refugio o pareja sexual.

Ra'anán *et al.* (1991) señalan que las causas por las cuales los organismos de la misma edad presenten un crecimiento desigual, va a depender de diversos factores genéticos, sociales y ambientales. De hecho, los mismos autores y Salmeron (1985) mencionan que el macho alfa emite cierta feromona al resto de la población, lo que inhibe el crecimiento de las demás jerarquías de machos.

Ra'anán y Sagi (1985) reportan en *M. rosenbergii* tres jerarquías de machos basándose en el tamaño del organismo y principalmente en la coloración de las quelas identificándolos de la siguiente manera: Macho dominante BC (Blue Claw): Agresivo, territorial, su cuerpo es largo, con quelas de color azul oscuro, sexualmente activo. Macho subordinado OC (Orange Claw): Agresivo pero subdominante, cuerpo largo, con quelas de color naranja. Macho sumiso SM (Small Male): Cuerpo pequeño, con quelas que pueden ser de color rosa o translúcidas (claras).

Por otro lado, Moraes-Riodades y Valenti (2004), describen en *M. amazonicum* cuatro morfotipos de machos: Quelas verdes 2 (GC2): Presentan una talla total que va de 65.4 a 104.0 mm, es muy robusto; además, sus quelas tienen un rango de tamaño que va de 71.9 a 175.6 mm, las cuales son de color verde oscuro. Quelas verdes 1 (GC1): Presentan una talla total que va de 67.7 a 105.8 mm, es robusto; además, sus quelas tienen un rango de tamaño que va de 56.2 a 98.8 mm, las cuales presentan un color verde claro. Quelas canela (CC): Presentan una talla total que va de 49.9 a 73.6 mm, sus quelas tienen un rango de tamaño que va de 24.7 a 54.8 mm y son de color verdoso-beige. Quelas translúcidas (TC): Presentan una talla total que va de 43.2 a 73.0 mm, sus quelas tienen un rango de tamaño que va de 20.0 a 54.3 mm y son traslúcidas.

Recientemente, Rubio-Padilla y Vega-Villasante (resultados no publicados) reportan cuatro jerarquías sociales en machos silvestres de *M. tenellum* basándose en mediciones morfométricas y características fenotípicas, tomando en cuenta lo descrito para otras especies del género *Macrobrachium*: pigmentación del cuerpo, pigmentación de las quelas, talla total del organismo y el largo de las quelas (Ra'anán y Sagi, 1985; Moraes-Riudades y Valenti, 2004): Jerarquía I (macho alfa): Presentan una talla total que va de 48.59 a 98.99 mm, cuerpo completamente o casi completamente pigmentado de color marrón oscuro a negro; sus quelas son grandes, gruesas, tienen un rango de tamaño que va de 41.52 a 103.63 mm y están totalmente pigmentadas de un color marrón oscuro a negro. Jerarquía II (primer macho subordinado): Presentan una talla total que va de 50.1 a 105.52 mm, cefalotórax y telson pigmentados de color marrón oscuro; sus quelas son más delgadas que la JI, tienen un rango de tamaño que va de 24.45 a 87.99 mm, la punta de las quelas presenta una pigmentación de color marrón oscuro y el resto de estas presentan un color verde oliva muy tenue. Jerarquía III (segundo macho subordinado): Presentan una talla total que va de 48.45 a 92.05 mm, cefalotórax poco pigmentado de color marrón claro, telson sin pigmentación; sus quelas son más delgadas que la JII, tienen un rango de tamaño que va de 25.39 a 74.3 mm y son de color beige. Jerarquía IV (macho enano): Presentan una talla total que va de 44.65 a 89.02 mm, cefalotórax y telson sin pigmentación; sus quelas son muy cortas y más delgadas que la JIII, semejantes al tamaño de los pereiópodos, tienen un rango de tamaño que va de 18.06 a 62.12 mm y son translúcidas.

Los estudios mencionados con anterioridad y los hallazgos de este estudio parecen confirmar que en *M. tenellum* existe una fuerte influencia de la estratificación social y particularmente de la dominancia de los machos alfa, en el crecimiento de los organismos en el medio natural. Afortunadamente, De la Torre-Álvarez (2013) menciona que independientemente de que las demás jerarquías estén catalogadas como subordinadas, estas tienen todo el potencial para subir o incrementar de jerarquía social, y una forma muy usual es cuando el macho alfa muda, ya que al mudar su nuevo exoesqueleto tiene una consistencia blanda y esto lo hace muy vulnerable (Ponce-Palafox *et al.*, 2006).

Evidentemente, existe un comportamiento común entre las diferentes especies de este género. Sin duda el conocimiento de la estratificación social en *M. tenellum*, es esencial para conocer a profundidad la etología de estos organismos y además permiten diseñar eficientes tecnologías y es-

trategias de cultivo. En el caso del cultivo de *M. rosenbergii* se pone en práctica la pesca selectiva de machos alfa, lo anterior permite que las jerarquías inferiores se desarrollen al no tener la presión de los mismos. Otra alternativa es la colocación de refugios que permita reducir el efecto de territorialidad del macho dominante (New, 2002; García-Ulloa *et al.*, 2008). Por otro lado, De Lima Preto *et al.* (2011) mencionan que lo ideal sería retirar a cada uno de los machos alfa del cultivo; sin embargo, no es viable, ya que aumenta demasiado los costos de producción (Harán *et al.*, 2004), por lo que recomiendan el aumento en la cantidad de alimento y la densidad de organismos.

Reproducción

Es de alta importancia el conocer los principales aspectos biológicos que influyen en la reproducción de los langostinos de agua dulce del género *Macrobrachium*. En épocas de lluvias, los langostinos tienden a migrar a sus zonas de reproducción, muchas de estas pueden estar cerca de los estuarios. En la actualidad, la reproducción natural de diversas especies de este género está afectada debido a las alteraciones de los cuerpos hídricos costeros. Limitados estudios se han documentado para conocer la reproducción con fines productivos de las especies nativas del género *Macrobrachium* en México; existe gran rezago para su producción acuícola, por lo que, los productores optan por cultivar las especies cuya biotecnología y mercado están desarrollados y son demandados; lo cual puede producir problemas, ya que muchas de las especies introducidas, podrían reproducirse ocasionando problemas de competencia que afectarían a las especies del género *Macrobrachium* nativos, tal es el caso de la langosta de agua dulce (*Cherax quadricarinatus*), que ha impactado especies endémicas de langostinos del noreste de México.

Los manejos de la reproducción de muchos de los organismos del género *Macrobrachium*, en varios aspectos son desconocidos o poco estudiados. Los langostinos poseen dimorfismo sexual marcado (Espinosa-Chaurand *et al.*, 2011) y es posible identificar los sexos visualmente cuando son adultos; el tamaño es mayor en los machos, principalmente por el gran tamaño del segundo par de pereiópodos o quelas. Sin embargo, aún desde juveniles pueden ser diferenciados sexualmente con la aparición de los gonoporos. Tales estructuras están cubiertas por una membrana y están situadas, en

las hembras, como aperturas ovals en las coxas del tercer par de pereiópodos. Los machos los presentan en las coxas del quinto par de pereiópodos. Algunas especies de *Macrobrachium* presentan espinas ventrales (Figura 1) que son en los machos más largas y de finas puntas (Yamasaki-Granados, 2012). Por lo regular las hembras maduras, se distinguen por sus ovarios en masas grandes, de color amarillo o naranja, visible en la parte dorsal y lateral del cefalotórax.

La época de reproducción de los langostinos, varía según la posición geográfica donde se encuentren y está relacionada en la mayoría de los casos con la época de lluvias (New y Valenti, 2000), por lo tanto, las temporadas de veda en México deben ser específicas para cada región del país.

Como en otros crustáceos, la reproducción de langostinos del género *Macrobrachium* está controlada por hormonas situadas en el pedúnculo ocular, llamado complejo glandular del seno del órgano X (control neuroendócrino de la reproducción), donde son producidas la hormona que inhibe la muda (HIM), y su contraparte la HM (la hormona que estimula la muda), secretada por el órgano Y localizado en la zona lateral de las mandíbulas. Otra hormona presente en su cerebro y ganglio torácico, es la relacionada con la estimulación de la gónada. Cuando en la hemolinfa son bajos los niveles HIM y altos los de (HM) es entonces cuando se estimula el proceso de muda. Cuando la hembra desprende la exuvia, los machos tienden a buscar a la hembra, por jerarquía, generalmente el macho de mayor talla es el que copula a la hembra. Para esto, primero la aborda extendiendo el segundo par de pereiópodos a fin de rodearla con movimientos laterales (Hernández-Valencia, 2010), la hembra al detectar al macho le permite el cortejo. El macho la sujeta con los pereiópodos produciendo un movimiento de rotación a fin de virarla y encorva su abdomen hasta unir las bases de sus coxas para adherir su espermatóforo (masa gelatinosa blanquecina que contiene los espermatozoides, Figura 5A) en la parte media del cefalotórax de la hembra entre las coxas (Figura 5B); el proceso es relativamente rápido, alrededor de 30 minutos, y la cópula alrededor de 5 minutos. En el Laboratorio de Aclimatación y Mantenimiento de Organismos Acuáticos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR) se ha observado que en ocasiones, tal es el frenesí copulatorio, que a pesar de la presencia humana, los reproductores no se inhiben y logran su objetivo. Es común que en estas condiciones, después de la cópula, la hembra permanezca protegida por el macho (en el espacio comprendido entre sus quelas). Para la reproducción de los langostinos

pueden ser usados reproductores del medio silvestre; se pueden llevar hembras al laboratorio en etapas de gravidez avanzadas, lo mismo se puede hacer con hembras cultivadas en estanques al exterior, de esta manera se evitan los costos altos que implica mantener y alimentar a estos reproductores e inducirlos a la maduración de sus gónadas. La producción de los reproductores no requiere instalaciones costosas (Yamasaki-Granados *et al.*, 2013), o alimento con altos niveles de proteína. Se ha sugerido (García-Ulloa *et al.*, 2004; Cortés-Jacinto *et al.*, 2004) que, para llevar a cabo la maduración y desarrollo de las gónadas, los desoves y obtenciones de crías, el nivel de proteína del alimento para reproductores puede estar por debajo del 35%. Una dieta recomendable para los reproductores es el alimento fresco (calamar, poliquetos, almejas, sardina, etc.) o alimentos balanceados. Sobre estos tipos de alimentos, el CIBNOR, realiza investigación básica para determinar el efecto de alimentos balanceados sobre la calidad reproductiva de reproductores de *M. americanum*.

En estudios realizados por Yamasaki-Granados y Cortés-Jacinto (no publicados) con *M. americanum*, se ha observado que un macho maduro puede fecundar exitosamente varias hembras que hayan mudado, siempre y cuando la dieta sea de calidad buena. Posterior a la muda, el macho es incorporado dentro de la jaula donde está la hembra (Figura 6), de esta manera, la fecundación es más probable y disminuye el canibalismo que en ocasiones ocurre hacia las hembras recién mudadas. Es recomendable conservar agua del cultivo donde mudó la hembra para transferir al macho y que se lleve a cabo una exitosa copulación. El desove es entre 18 y 35 horas después de la cópula; inicialmente los huevecillos presentan color naranja-ámbar, después y hasta dos o tres días antes de la eclosión presentan tonalidad café aceituna (Figura 7) (Arana-Magallón, 1974; Hernández-Valencia, 2010).

Se han realizado estudios sobre la reproducción, genética, y reversión sexual, mediante la introducción de material genético en el espermátforo de diversas especies de *Macrobrachium* (Lutz, 2003). La transferencia de genes puede ser utilizada para realizar una selección convencional e hibridación que permita la incorporación de características como el aumento de la tasa de crecimiento; tolerancia al frío y a la reducción de la salinidad durante los desarrollos larvarios y la disminución en la duración del desarrollo larvario (New, 2005). En especies que son más agresivas, como es el caso de *M. americanum*, podrían ser realizados estudios de hibridación mediante la inseminación artificial transfiriendo el espermátforo (Fu *et al.*,

Figura 5. Vista ventral de reproductores de *M. americanum*, A) macho expulsando el espermatóforo por acción de la presión provocada con los dedos, y B) hembra poco después de la copula en la que se aprecia el espermatóforo adherido entre el cuarto y quinto par de pereopodos.

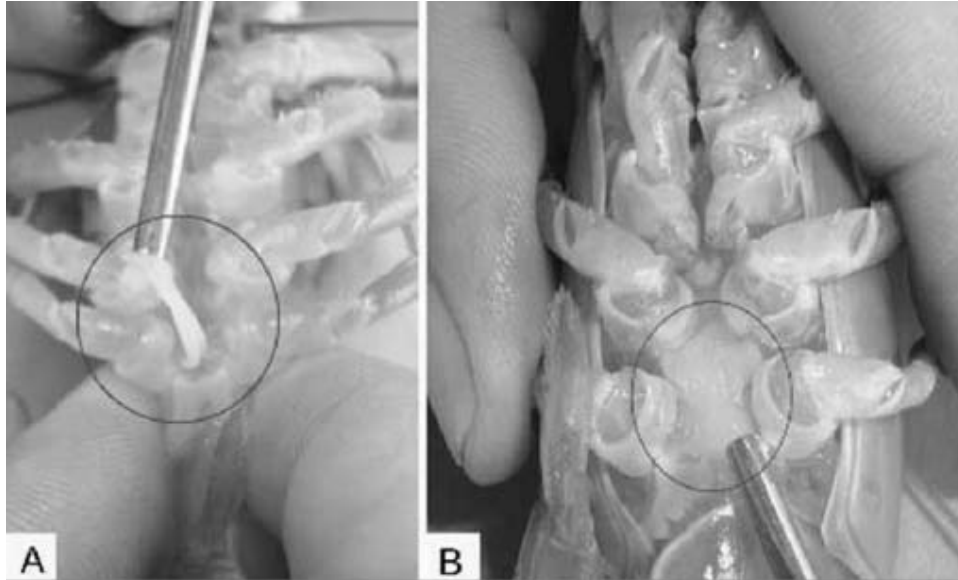


Figura 6. Jaulas para reproductores de *M. americanum* donde pueden ser colocados individualmente o en pareja para que copulen (fotografía tomada por Cortés-Jacinto, 2013).

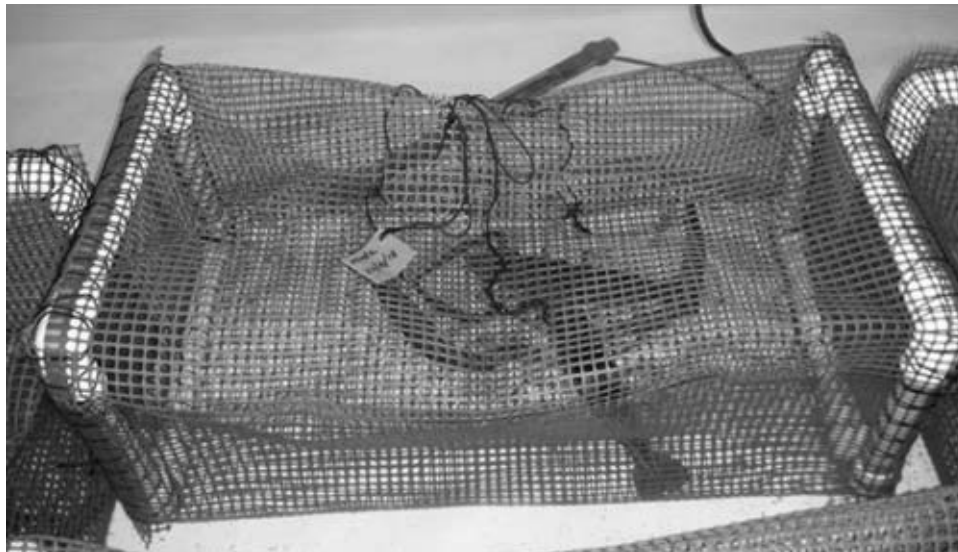


Figura 7. Coloración que presentan diferentes etapas de maduración de los huevos de *M. americanum*; de izquierda a derecha de menor a mayor maduración (fotografía tomada por Yamasaki-Granados).



2004) a especies con crecimientos más cortos y poco agresivas (*vgl. M. rosenbergii*) con el fin de modificar tales comportamientos y obtener otras características favorables. En estudios realizados en reproductores de *M. rosenbergii*, sobre el uso de diferentes dietas, se observaron cambios en la composición bioquímica de los huevecillos, diámetro y en el contenido de los ácidos eicosapentaenoico y docosahexaenoico (Caluwé *et al.*, 1995). Estudios realizados en el Pacífico Occidental, relacionados con aspectos puntuales de alguna de las fases del proceso reproductivo de especies locales de este género son los de García-Guerrero (2009) con *M. americanum*; García-Guerrero y Hernández-Sandoval (2012), *M. occidentale*; García-Ulloa *et al.* (2004), *M. tenellum*. Estos últimos autores sugirieron el estudio del volumen de los huevecillos de esta especie como un criterio de calidad confiable. García-Guerrero (2010) también menciona que la temperatura influye en la reproducción de los langostinos, de tal forma que sus periodos reproductivos están limitados por la misma.

Las características biológicas de la progenie varían en función de factores como la especie y la dieta, las cuales deben de ser consideradas en gran medida para lograr el éxito reproductivo en condiciones de laboratorio. Como ocurre con la gran mayoría de los langostinos dulceacuícolas que no han sido cultivados comercialmente, no han cerrado sus ciclos reproductivos, con estudios limitados en la biología de su reproducción y de su biotecnología, lo que ha llevado a una carestía de técnicas que ayuden para la reproducción en cultivos de investigación y para su producción comercial.

Las técnicas usadas en cautiverio para el cultivo de *M. rosenbergii* son la base de los estudios de reproducción de especies nativas, sin embargo, las condiciones pueden variar y por ende se hace necesario llevar a cabo investigación dirigida a las especies locales y de esta manera cerrar los ciclos reproductivos. Si bien, hay avances importantes en los estudios dirigidos a la obtención de larvas, lo que hace posible su obtención en cautiverio y bajo condiciones controladas, las supervivencias adecuadas para su cultivo comercial son aún bajas.

Desarrollo larvario

Con la finalidad de conocer y comprender el desarrollo larvario de este grupo es preciso ahondar un poco en la historia evolutiva de los decápodos carideos. Para los decápodos en general y para los carideos en particular, existen tres posibles estrategias reproductivas, de acuerdo con Bauer (2013). En el primer caso, los huevos tienen un largo periodo de incubación y para mantenerlo, los ovocitos maduros (huevos) deben contener una considerable cantidad de vitelo o yema de tal modo que son relativamente pocos huevos, pero de gran tamaño que con la eclosión producen organismos bastante similares a los juveniles (García-Guerrero *et al.*, 2003; Bauer, 2011a, b) y que son portados por la hembra durante la incubación. Como contraste, las especies típicamente marinas ponen huevos pequeños que liberan rápidamente y tienen un largo desarrollo larvario de carácter planctónico donde tras numerosos subestadios se convierten en juveniles. Existe un punto intermedio en el que las hembras desovan un número moderado de huevecillos, hay cierto cuidado parental y mayor cantidad de vitelo que después de un periodo de incubación lecitótrófico producen larvas que atraviesan por un número variable de subestadios. Algunos autores han optado por llamarlos desarrollo extendido, directo y abreviado respectivamente (Anger, 2001).

La estrategia de desarrollo de los carideos del género *Macrobrachium* corresponde a este último criterio. Las especies de este género son de agua dulce en etapas juveniles y adultas pero sus larvas requieren desarrollarse en aguas saladas. Son, por lo tanto, especies anfídromas pues sus larvas permanecen en las aguas salobres de los estuarios y bahías costeras o en alta mar, pero al convertirse en juveniles han de internarse a los ríos. En las especies de este tipo, las larvas eclosionan con cierto grado de desarrollo (zoeas) y son planctónicas de aguas salinas (Bauer, 2013). De alguna

manera, representan un punto intermedio entre las historias de vida de los que son totalmente marinos y de los que son totalmente dulceacuícolas. Aunque la mayoría de los carideos son marinos, al menos el 25% de las especies de este grupo se distribuyen en hábitats de agua dulce (De Grave *et al.*, 2008).

Los *Macrobrachium* son pues, anfídromos con el desarrollo de larvas en agua salada. La anfídromía implica además movimientos y migraciones constantes hacia el mar o hacia aguas continentales. Una ventaja de este tipo de estrategia reproductiva es que pueden dispersarse con eficiencia, evitando la competencia y ocupando así amplias zonas de distribución. Así pues, el desarrollo larvario de los carideos en lo general y de los *Macrobrachium* en lo particular, implica migrar desde el mar hacia los ríos y viceversa para que su ciclo vital pueda tener lugar ya que las especies de este género surgieron y fueron capaces de evolucionar y dispersarse optando por la anfídromía como estrategia, donde el desarrollo larval se desarrolla en agua salina y formando parte del plancton y el juvenil y adulto estaría adaptado al bentos de ríos y lagunas continentales. Por lo tanto, al ocupar diferentes nichos durante estas etapas tanto la morfología como los requerimientos y cualidades adaptativas de cada etapa puede diferir considerablemente en función del nicho ecológico en que permanecen.

El número de subestadios que pueden tener las larvas de este género antes de convertirse en juveniles es variable dependiendo de la especie y desde luego no está determinado o descrito en todas. Este número podría ser en cada caso resultado de las condiciones que imponen los hábitats en que han surgido y se desarrollan. Para los casos de especies en que si se ha estudiado, el desarrollo larvario implica aproximadamente 14 o 15 mudas o subestadios, que pueden ser hasta 18 en algunos casos reportados (Graça-Melo y Brossi-García, 2005).

Asimismo, existen algunos factores relacionados con la fisicoquímica del agua y de la calidad y cantidad de alimentos disponibles para las larvas que determinarán en buena medida tanto la duración de cada estadio y su número preciso, como las posibilidades de éxito en mudar hacia el siguiente (Mallasen y Valenti, 2005). Aun con estas condicionantes y con el hecho de que habría variaciones en el desarrollo dependiente de la especie, es posible proponer un modelo general de desarrollo.

En función de ello, se describe, a continuación un panorama de las características generales que distinguen a cada uno de los estadios, si bien, se esperarían siempre variaciones en cada especie tanto en el núme-

ro de estadios o subestadios como en las características particulares de cada uno de estos en lo que se refiere al grado de desarrollo y aparición de cada uno de los apéndices y estructuras propias de cada uno. Estas características generales fueron tomadas a partir de los trabajos de Magalhaes (1985), Monaco (1975), y Graça-Melo y Brossi-García (2005) quienes presentan descripciones para los desarrollos larvarios de especies de este género. Esta descripción es generalizada de cada uno de los subestadios de acuerdo con el momento en que aparece cada estructura larvaria y de acuerdo con la complejidad de cada una para ese momento en particular.

Asimismo, se incluyen algunas figuras que ilustran el grado de desarrollo de una larva temprana, intermedia y tardía del género (Figura 8) así como modelos de los diferentes apéndices y el grado de desarrollo y complejidad que tienen al momento de la zoea I (Figura 9) y de la zoea VI (Figuras 10a y 10b). Se consideran en esta descripción las principales estructuras larvarias encontradas en el cefalotórax, que incluye a los apéndices cefálicos (antenas y anténulas) partes bucales (mandíbulas, maxilulas y maxilas) y a los maxilípedos o patas. Asimismo, el abdomen que incluye a los pleópodos, los urópodos y el telson.

Zoea I

Al eclosionar la primer zoea, se observa un cuerpo translúcido y sin espinas que aún tiene reservas vitelinas, por lo que el caparazón adquiere la misma coloración de esta reserva. Los ojos son sésiles pero ya pueden observarse las somitas abdominales y los primordios no segmentados de antenas y anténulas. El endopodito de estas no está segmentado pero tiene cerdas plumosas y largas. Los procesos incisivos de las partes bucales estarían solo como primordios no visibles pues esta larva no se alimenta. El escafognatito, que es parte de la maxila, está presente ya y tiene cinco

Figura 8. Modelos esquematizados de larvas zoea I (1), zoea VI (2) y zoea XV (3).

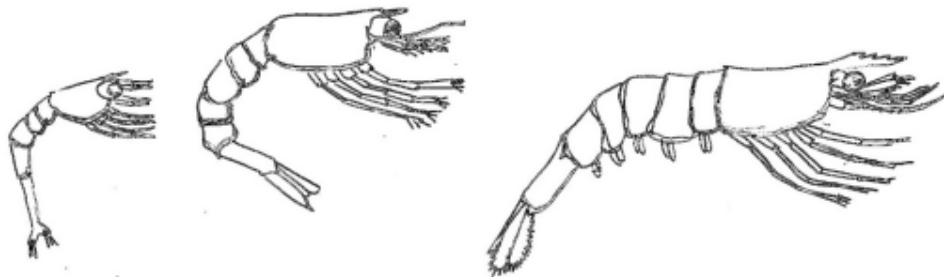


Figura 9. Grado de desarrollo de los diferentes apéndices y estructuras de la zoea I. anténula (a), antena (b), mandíbulas (c), maxilula (d), maxila (e), telson (f), primer maxilipedo (g), segundo maxilipedo (h) y tercer maxilipedo (i).

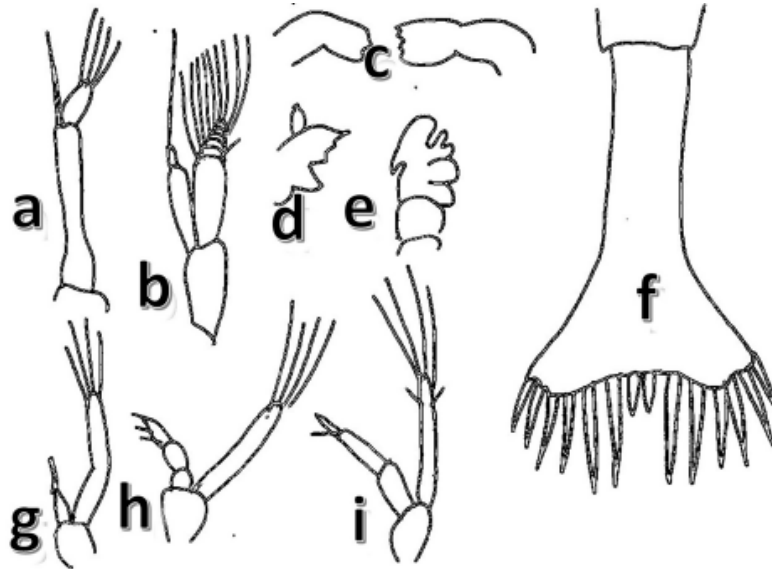


Figura 10a. Grado de desarrollo de los diferentes apéndices y estructuras de la zoea VI. anténula (a), antena (b), mandíbulas (c), maxilula (d), maxila (h), primer maxilipedo (e), segundo maxilipedo (f), tercer maxilipedo (j) primer pereopodo (g), segundo pereopodo (i).

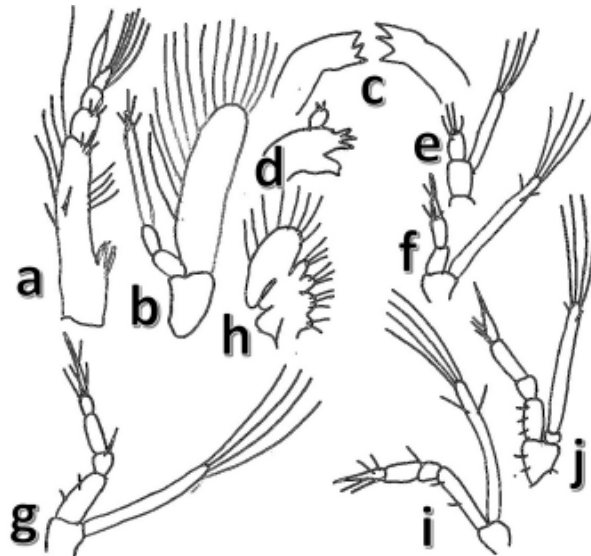
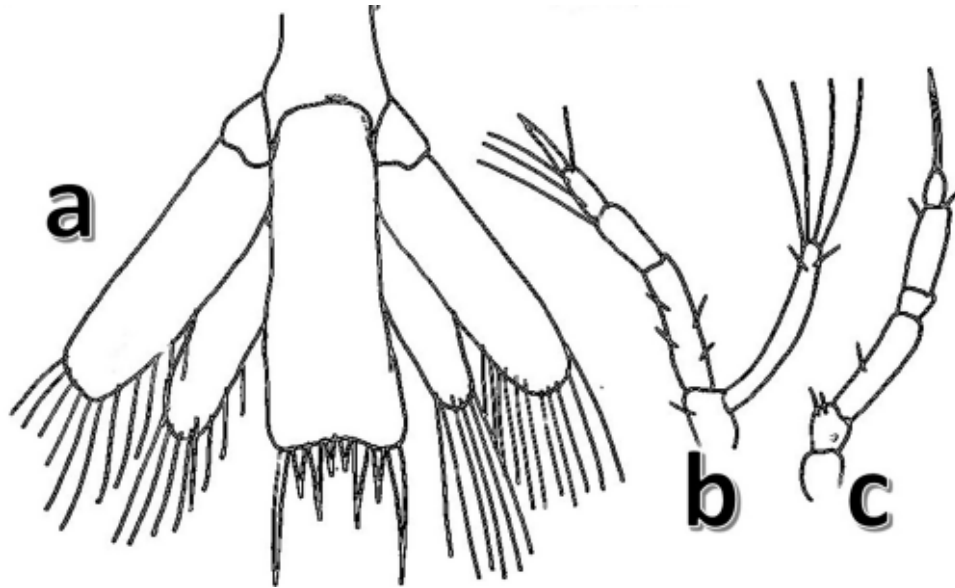


Figura 10b. Grado de desarrollo de los diferentes apéndices y estructuras de la zoea VI. Telson (a), tercer pereopodo (b), quinto pereopodo (c).



setas plumosas marginales. Los maxilípedos o patas se presentan simples. No hay pleópodos ni urópodos. El telson es simple, ligeramente cóncavo y plumoso.

Zoea II

El caparazón adquiere algunas espinas y los ojos se vuelven pedunculados. La anténula adquiere un pedúnculo con algunas setas plumosas. Los procesos mandibulares, molares y los incisivos se observan con algunas setas más. El escafofnatito se desarrolla aún más y tiene ya varias setas plumosas. Los maxilípedos también tienen un mayor grado de desarrollo en lo que se refiere a segmentación y setas plumosas, particularmente en el exopodito. Aún no hay pleópodos y urópodos. El telson es ahora de forma triangular y con algunos procesos en el margen posterior así como más setas formando penachos en sus márgenes interior y exterior.

Zoea III

El caparazón es más alargado y con mayor número de espinas, todas con algunas estrías en el borde inferior. El abdomen también es más largo y

con somitas presentes, de las cuales los dos últimos pares tienen incluso espinas. Las anténulas tienen ahora en el segmento proximal del pedúnculo espinas y setas y el segmento distal con largas setas plumosas y con cerdas. Las antenas tienen más segmentaciones y más setas plumosas. En las mandíbulas se observan dientes largos con un proceso incisivo más fuerte y con procesos molares. Las maxílulas y maxilas tienen cerdas tanto simples como plumosas. En cuanto a los maxilípedos, el protopodito tiene ahora más setas simples y el exopodito algunas pequeñas plumosas. Se observa al final un brote birreme. Pleópodos ausentes. Los urópodos son ya primordiales con varias cerdas en cada uno. El telson mantiene su forma triangular y con procesos plumosos en la superficie interna.

Zoea IV

El caparazón tiene ahora un mayor número de espinas y es más ancho. En el abdomen es claramente visible el cuarto somito. En cuanto a las anténulas el pedúnculo proximal tiene ahora una espina ventral y más setas en plumosas en el margen exterior y en el interior. El segmento distal y el lóbulo apical tienen más setas también. Asimismo, las antenas tienen más setas plumosas y espinas. Las mandíbulas tienen ya más cerdas situadas entre los procesos molares y los incisivos. Las maxílulas tienen una pequeña cerda terminal simple. Los maxilares tienen también más cerdas. En cuanto a los maxilípedos hay ya más setas en el primer y tercer segmento, plumosas la mayoría de ellas, o bien, el endopodito tiene cerdas plumosas en el segundo segmento. Los pleópodos no están aún visibles. Los urópodos tienen más cerdas plumosas en los márgenes exteriores. El telson tiene ahora forma semi rectangular con varios procesos que se asemejan a pequeñas espinas y están más plumosos.

Zoea V

El caparazón desarrolla aún más espinas, sobre todo, en el dorso y se ensancha. Las anténulas, en su segmento proximal tienen las cerdas plumosas, sobre todo, en el borde interior así como setas simples y espinas en posición ventral. El segmento distal tiene más cerdas largas y plumosas. En lo que respecta a las antenas ya se observan articuladas y con más setas tanto plumosas como sencillas. Las mandíbulas desarrollan más cerdas entre los procesos incisivos y molares. Las maxílulas desarrollan dientes cónicos y en los maxilares aumenta el número de cerdas plumosas. En los urópodos hay setas marginales más largas y puede haber espi-

nas situadas en posición postero lateral y cerdas en la región proximal del margen lateral exterior. El telson mantiene su forma rectangular con margen posterior cóncava y es más robusto. Además, sus márgenes laterales tienen más espinas en posición distal.

Zoea VI

Durante este estadio el caparazón y el abdomen pueden no tener cambios, o bien, no son significativos. Las anténulas tienen aún más cerdas y plumas así como dos setas simples. Las antenas tienen ahora más setas simples y plumosas, sobre todo en la margen exterior. Puede haber espinas. Con respecto a las mandíbulas y maxílulas no se observarían diferencias excepto porque puede haber más setas plumosas. En el caso de los maxilípedos los dos pares anteriores no tendrían diferencias en tanto que los posteriores pueden tener más setas situadas distalmente. Pleópodos ausentes. Urópodos con más de una docena de setas plumosas y algunas cerdas. El telson mantiene una forma rectangular con al menos cinco pares de cerdas adicionales y algunas pequeñas espinas en el extremo distal de los márgenes laterales.

Zoea VII

Las anténulas adquieren más setas en la sección distal. El pedúnculo es más grande y tiene ahora varias setas plumosas y una pequeña sencilla. Las antenas tienen más setas plumosas y se ha dividido en más segmentos. Partes bucales sin cambios significativos. Los maxilípedos en general tienen más setas plumosas y algunos ahora están terminando en dos ramificaciones. Pleópodos ausentes. Los urópodos tienen ahora muchas setas distales en los exopoditos y en los endopoditos y algunas son setas plumosas. Telson rectangular y más largo que ancho con el margen posterior ligeramente convexo.

Zoea VIII

Las anténulas tienen el segmento proximal y distal del pedúnculo con más cerdas. Las antenas tienen más setas plumosas y cuatro o cinco segmentos más. Las mandíbulas con una cerda más sencilla entre los procesos molares y los incisivos. Los maxilares con diez o doce espinas y más setas plumosas. Los primeros tres pares de maxilípedos sin cambios. El cuarto está tri-articulado y con cerdas dentadas en tanto que el quinto par termina ahora en un dácilo y le han surgido más setas simples. Pleópodos

ausentes. Los urópodos tienen más setas plumosas situadas en posición proximal. El telson tiene en promedio dos pares de espinas laterales y cinco pares de procesos espinosos en su margen posterior y se ha vuelto más ancho.

Zoea IX

Sin cambios en el cefalotórax, abdomen, antenas y telson. Las anténulas tienen más cerdas plumosas en el segmento proximal del pedúnculo. En las maxílulas hay más dientes del tipo cónico y en las mandíbulas más setas plumosas. El primer maxilípodo ha desarrollado un epipodito y más setas plumosas. El segundo y tercer par de maxilípedos permanecen igual en tanto que el cuarto tiene ahora los segmentos de diferente tamaño, el endopodio tetra-articulado y con más cerdas dentadas. Pleópodos ausentes.

Zoea X

Sin cambios en el cefalotórax y abdomen. Las anténulas tienen ahora el segmento proximal del pedúnculo con ocho a nueve setas plumosas distales. Las antenas tienen un exopodito con una veintena de setas plumosas y una pequeña cerda sencilla en el margen distal externo. En cuanto a las mandíbulas se observan dos setas simples y dos setas aserradas nuevas entre los dos procesos. Los maxilares tienen más setas plumosas. El primer par de maxilípedos también tiene más setas plumosas. El segundo y tercero sin cambios y el cuarto tiene el protopodito más desarrollado y con nuevas cerdas lo mismo que el endopodito. En el tercer segmento hay nuevas cerdas sencillas y este termina en un dácilo. Pleópodos ausentes. El telson se mantiene rectangular y con margen convexo que ahora tienen más espinas laterales.

Zoea XI

Las anténulas tienen una nueva rama externa que está en desarrollo. Las antenas están ahora con varias articulaciones, las mandíbulas con tres dientes más en el proceso incisivo así como dos setas plumosas y dos dentadas más que se observan en la mandíbula derecha y cuatro setas plumosas en la mandíbula izquierda. Los maxilípedos no parecen tener cambios visibles. Aparecen al fin los primordios o somitas de los pleópodos de los segmentos del primero al cuarto. En cuanto al telson, la margen posterior se hace más estrecha y a la anterior le salen espinas.

Zoea XII

El endopodito de las anténulas está ahora articulado y es claro ver que tiene una rama interna y otra externa. Los maxilípedos tienen ahora muchas más numerosas cerdas. Los pleópodos están más desarrollados y tienen algunas cerdas. El telson luce rectangular, convexo y con nuevos procesos espinosos de diferentes longitudes.

Zoea XIII

En las antenas es claro ver un tallo que se divide en dos ramas o segmentos, siendo mucho más largo el interno. A las mandíbulas les han salido más setas plumosas y particularmente la derecha tiene procesos dentados tanto molares como incisivos. El escafognatito de la mandíbula tiene ahora numerosas cerdas. En los maxilípedos, los protopoditos tienen más cerdas también. Los pereiópodos 1 y 2 tienen *dactilus* rudimentarios. A los pleópodos les surgen cerdas.

Zoea XIV

Las anténulas y antenas tienen completa la cantidad de segmentos. El pedúnculo está bien formado. Aumenta también el número de cerdas en los maxilares y en el escafognatito en el caso de las maxilulas. Los pleópodos ya están completos, el primer par sin cerdas.

Zoea XV

Los endopodios de las anténulas están tetra articulados en su rama interna. Aumenta el número de procesos en las mandíbulas. El telson tiene ahora el margen posterior con varios procesos espinosos y espinas pequeñas en las márgenes laterales.

Zoea XVI

Aumenta el número de espinas en el caparazón. Las anténulas tienen un pedúnculo claramente bi-articulado y con setas plumosas. En las antenas aumenta el número de cerdas finas. El número de setas plumosas aumenta en las mandíbulas, particularmente la izquierda. También el número de setas dentadas entre los procesos incisivos y molares.

Decapodito. Este es un estadio que se asemeja casi en su totalidad al juvenil que distingue a la especie. Se considera el primer estadio postlarval y es de naturaleza bentónica.

En resumen, se puede observar que cada estadio implica tanto el surgimiento de nuevas estructuras como el aumento en complejidad de las que ya se formaron, todo en función del hábitat y alimentación que la larva tendrá para cada etapa. Los primeros estadios tienen estructuras de flotación y nado bien desarrolladas. En tanto que en los tardíos esas estructuras se han transformado en apéndices cada vez más similares a las patas o pereiópodos que se necesitan para la vida en el fondo. Asimismo, las piezas bucales se van haciendo más especializadas en la captura y masticación de presas en tanto que las antenas y anténulas adquieren mayor complejidad y capacidad sensorial a través de pelos y setas con la finalidad de servir para la detección oportuna de presas y depredadores. Al mismo tiempo que se desarrollan estas estructuras, en el interior del cefalotórax se transforman también todos los órganos internos para irse adaptando a las nuevas necesidades. Surgen también las branquias a ambos costados y por dentro del abdomen, estructuras que permitirán a una larva cada vez más grande y compleja no solo respirar sino también realizar la captación y el balance de sales propio de los organismos acuáticos de agua dulce.

Pesca, cultivo y nutrición

Pesca y Cultivo

El género *Macrobrachium* ha sido de gran interés biológico debido al número de especies que lo conforman, su distribución geográfica, diversificación y además por su gran importancia económica en muchos países. Algunas de estas especies tienen alto valor económico y alimenticio dado por su sabor, alto contenido en proteínas y atractivo visual (Kent, 1995). A nivel mundial este mercado es abastecido principalmente por *Macrobrachium rosenbergii*, especie asiática que se produce en países como la India, China y Tailandia y desde donde se distribuye principalmente a Europa, Asia y Norteamérica (New, 2009). La producción mundial de langostinos del género *Macrobrachium* es reducida al compararla con la de los Decápoda marinos de la familia Penaeidae debido quizás a que estos, por sus características poblacionales y hábitat, pueden ser extraídos masivamente del mar y además existen ya técnicas bien establecidas para la producción de juveniles de las principales especies de interés (García-Guerrero *et al.*, 2013). El caso de los *Macrobrachium* es distinto, ya que no son explotados o pro-

ducidos en la misma escala. Su pesca reporta cifras mucho más bajas al igual que la producción por cultivo, sin embargo, la pesca y cultivo de *Macrobrachium* es importante en zonas alejadas de la costa donde el agua salada no está disponible fácilmente al ser un recurso que puede cultivarse en agua dulce (New, 2002, 2005).

La producción mundial de langostinos de agua dulce de acuerdo con la FAO se ha ido incrementando constantemente desde 1980, estimándose a últimas fechas en aproximadamente 460,000 ton/año, de las cuales aproximadamente la mitad corresponden a *M. rosenbergii* proveniente de Asia (New, 2009). La otra mitad, que proviene presumiblemente de la pesca, menos del 20% anual corresponde a América Latina y principalmente de especies nativas de gran talla con demanda en el mercado (New, 2009). Es importante señalar que no existen o no están disponibles datos actualizados de explotación pesquera en América Latina pues en todos los países de la región la pesca de este género es principalmente artesanal o de subsistencia por parte de comunidades asentadas en las márgenes de los ríos, con frecuencia ejercida en forma informal o ilegal y en la mayoría de los casos, no es reportada o documentada su captura en algún registro oficial (García-Guerrero *et al.*, 2013). Además de la producción derivada de la pesca, en algunos países se tiene cierta producción de *M. rosenbergii*, especie que se ha introducido y se cultiva en América Latina (New, 2002, 2009).

La mayoría de la información disponible para especies nativas de *Macrobrachium* de América Latina describe aspectos biológicos y ecológicos, pero poco se conoce sobre los números reales de su aprovechamiento, entre los que se distinguen dos formas básicas: la pesca y la acuicultura. Ambas se realizan tanto en áreas naturales (ríos, estuarios y lagunas costeras), como en artificiales (presas, bordos y canales) y especiales (estanques artificiales) (Guzmán-Arroyo, 1987). Dependiendo de la zona geográfica en América, las especies más explotadas son *M. carcinus*, *M. amazonicum* y *M. acanthurus* del lado del Atlántico, o bien, *M. americanum*, *M. tenellum* y *M. digueti* en la franja costera del Pacífico.

La pesca de estas especies se da principalmente en las épocas de lluvias (Arroyo-Rentería y Magaña-Ríos, 2001; Pérez-Velázquez *et al.*, 2006b), durante las primeras avenidas del río, donde se obtienen cantidades considerables de estos organismos, mientras que en los meses siguientes es poco visto (Arroyo-Rentería y Magaña-Ríos, 2001). Esta época coincide con el periodo reproductivo de los organismos, donde las hembras realizan migraciones para liberar las larvas cerca de la costa para completar su

ciclo de vida (Bauer, 2011a, 2011b), y al ser capturadas se pierden los reproductores y la progenie que le sustituiría en el siguiente ciclo. Pese a ello, los langostinos han soportado una intensa pesquería artesanal en los cuerpos de agua dentro de su área de distribución, constituyendo un importante renglón económico, para las comunidades que le aprovechan, por su volumen de extracción y la extensión donde se realiza. Este tipo de pesquería se encuentra bien establecida en las comunidades ya que se practica regionalmente y además se complementa con otras actividades (Arroyo-Rentería y Magaña-Ríos, 2001; Espino-Barr *et al.*, 2006), y una pequeña parte de su producción se exporta (Arzola-González y Flores-Campaña, 2008).

El aprovechamiento pesquero se da a través de captura directa de forma manual, con haces de ramas, con redes tipo cuchara, arpones o figsas y atarrayas, mientras que en su captura indirecta se utilizan nasas, aros, trampas cónicas o tapesco, trapos y un colador de fabricación artesanal que se coloca en la salida de los tapos, esta última tiene baja selectividad y alta eficiencia de captura (Guzmán-Arroyo, 1987; Román-Contreras, 1991; Pérez-Velázquez *et al.*, 2006). El arte de la pesca más empleado es la atarraya (Hendrickx, 1995; Arroyo-Rentería y Magaña-Ríos, 2001; Pérez-Velázquez *et al.*, 2006), el chinchorro y la red de arrastre (Guzmán-Arroyo, 1987). Su captura muchas veces va acompañada de otras especies comerciales, como con camarones peneidos (Ruíz-Santos, 1988; Hendrickx, 1995; Arroyo-Rentería y Magaña-Ríos, 2001; Arzola-González y Flores-Campaña, 2008).

En torno a la acuicultura de estas especies, después de la disminución y cierre de proyectos del cultivo del langostino malayo *M. rosenbergi*, se ha contemplado la posibilidad de intensificar los estudios orientados a la domesticación y producción en estanques de las especies de langostino nativas (Ponce-Palafox *et al.*, 2002), resaltando su producción semiintensiva en estanques rurales, donde se menciona que este tipo de proyectos proporcionan ciertas bondades y capacidad para la conservación de la especie lo que beneficia a las comunidades aledañas asentadas en las riberas de los ríos al proporcionarles alimento rico en proteína y proveer la información necesaria para detener los métodos de explotación irracional de esta y otras especies (Sánchez-Granados, 2008).

Sin embargo, los intentos de cultivo realizados con especies nativas de Latinoamérica, no son suficientemente sólidos para tomarse como base para promover el cultivo redituable o para programas de conservación basados en la producción de juveniles para repoblamiento en zonas donde

estos han disminuido (García-Guerrero *et al.*, 2013). Lo anterior es debido a que no se conocen estudios concluyentes sobre la producción de juveniles a partir de larvas cultivadas, tecnología que sí está disponible para *M. rosenbergii* o para algunas especies de la familia Penaeidae. Existen algunos adelantos que proponen e integran métodos y técnicas para cultivar estos langostinos (Vega-Villasante *et al.*, 2011a, 2011b) en países como Brasil, Costa Rica o México. Estos conocimientos han sido generados a partir de especímenes mantenidos en cautiverio como *M. amazonicum*, *M. tenellum*, *M. americanum* y *M. carcinus*, donde se ha evaluado su desempeño, al ser mantenidos en tinas o estanques bajo diferentes estrategias de manejo, describiendo principalmente aspectos de engorda, nutrición, conducta, fisiología de la respiración, osmorregulación o tolerancia y resistencia a cambios en las variables físicas y químicas del agua (García-Guerrero *et al.*, 2013).

Para su producción se emplean generalmente estanques rústicos con profundidades de 0.9 a 1.5 m, un gasto mínimo de agua de 2 a 3 L/seg (Guzmán-Arroyo, 1987; Avendaño, 1994), alimentando a los organismos con la productividad primaria del estanque y dietas balanceadas formuladas para camarones marinos y niveles de proteína cercanos al requerimiento de la especie más conocida: *M. rosenbergii*. La ración de alimento generalmente se ajusta 3% de biomasa total del estanque por día, pudiendo con ello sembrarse hasta 14 organismos/m² (Ponce-Palafox *et al.*, 2006). Se ha observado que a densidades muy altas, se obtiene baja productividad por lesiones del caparazón suave al momento de la muda (Ponce-Palafox *et al.*, 2006), lo que puede disminuirse o evitarse si se colocan refugios para proveer seguridad a los langostinos que mudan y evitar ser devorados por el resto de los organismos, lo cual contribuye a elevar la sobrevivencia (García-Ulloa *et al.*, 2008).

En este tipo de sistema se pueden hacer resiembras cada dos meses para tener un cultivo continuo y cosechas selectivas de los machos más grandes por el efecto de los morfotipos sociales (Avendaño, 1994), utilizando la cosecha selectiva para lograr mejores rendimientos (Ponce-Palafox *et al.*, 2006), los cuales pueden llegar, por ejemplo en *M. tenellum*, a ser de 1.5 a 3 ton/ha/año con 1.5 a 2 cosechas por año (Guzmán-Arroyo, 1987; Avendaño, 1994; Ponce-Palafox *et al.*, 2006).

Uno de los grandes problemas en la acuicultura es el óptimo aprovechamiento de los embalses de agua, incluyendo la columna de agua de los mismos, por lo que una de las técnicas que puede aplicarse con *Macrobra-*

chium es el policultivo, al cual podrían incorporarse la tilapia o el bagre. El policultivo es una manera de diversificar los productos de un estanque y optimizar sus recursos sin elevar el consumo de alimento, ya que se utilizan especies con hábitos alimentarios complementarios o compatibles y que no compiten entre sí, ni por el alimento ni por el espacio (Vega-Villasante *et al.*, 2011). Estos sistemas han reportado mejores resultados que en el monocultivo tradicional, con densidades de siembra de langostinos de hasta 8 organismos/m² (Navarro-Hurtado, 2002), ya sea considerando al langostino como la especie principal en cohabitación con alguna especie de pez, o como la especie subordinada con los peces como especie principal (Vega-Villasante *et al.*, 2011).

Tanto el aprovechamiento pesquero como el cultivo de las diferentes especies de *Macrobrachium* presentan los mismos problemas, la mayoría de los cuales el langostino asiático *M. rosenbergii* ha superado hace mucho tiempo, la falta de conocimientos de sus requerimientos para crecer en cautiverio, de la producción de larvas, de las condiciones ideales de mantenimiento y las dietas adecuadas que garanticen un crecimiento rápido así como un manejo genético que permita seleccionar variedades más resistentes, dóciles y de crecimiento rápido (García-Guerrero *et al.*, 2013).

En términos generales, se puede tomar como referencia la revisión sobre *M. tenellum*, realizada por Espinosa-Chaurand *et al.* (2011), donde se menciona gran parte de las lagunas de información que existen en el conocimiento de este grupo. Estos vacíos son compartidos por la mayoría, sino todas, las especies del género *Macrobrachium*, por lo menos en Latinoamérica, y en resumen son: i) falta de un registro actualizado y permanente de sus poblaciones en ríos y lagunas costeras; ii) nula o escasas estadísticas sobre su pesquería; iii) desconocimiento sobre los efectos que en sus poblaciones puede tener la contaminación de los cursos de agua con insecticidas y herbicidas agrícolas, metales pesados, detergentes y otros compuestos derivados de la actividad doméstica, agropecuaria e industrial; iv) escasa o nula información sobre el impacto de la reducción o pérdida de los caudales de ríos y arroyos usados por estos organismos para completar su ciclo vital; v) insuficientes intentos por establecer técnicas de manejo y cultivo; vi) desconocimiento sobre el impacto de la afectación de estuarios y manglares que son usados como hábitats temporales o estables; vii) escasa investigación sobre el efecto de la liberación accidental o deliberada de especies exóticas de crustáceos (p. ej., la langosta australiana *Cherax quadricarinatus*), que pueden competir por nichos ecológicos

con las especies de *Macrobrachium* nativas, desplazarlas o depredarlas (García-Guerrero *et al.*, 2013).

Nutrición

En los cultivos de langostino el alimento constituye del 40 al 60% de los costos de producción, por lo cual parte del éxito depende de la necesidad de desarrollar dietas artificiales de bajo costo, que permitan un buen crecimiento, supervivencia y eficiencia alimenticia, y contribuyan a reducir la contaminación ambiental (Espinosa-Chaurand, 2013). Por lo cual, el tipo de alimento y la estrategia de alimentación representan factores de vital importancia en el aporte de la energía y nutrientes necesarios para el adecuado desarrollo y crecimiento de organismos acuáticos (Espinosa-Chaurand *et al.*, 2012). La mayoría de los estudios de requerimientos nutricionales que se han enfocado en langostinos del género *Macrobrachium* han sido diseñados para la especie *M. rosenbergii*. En general, son pocos los estudios que se han realizado de los langostinos nativos de México, que a pesar de su talla y potencial de aprovechamiento, se carece de programas de cultivo o manejo de estas especies.

Se ha reportado que en la naturaleza, los estadios larvales de *M. tenellum* consumen fitoplancton y zooplancton como principales fuentes de alimento (Guzmán-Arroyo, 1987). Por otro lado, los adultos presentan hábitos omnívoros y detritívoros, con un amplio espectro trófico; consumen insectos, larvas, vegetales, pequeños crustáceos y moluscos, anélidos, detritus orgánico, restos de organismos y semillas (Goodyear *et al.*, 1976; Guzmán-Arroyo, 1987) y pueden llegar al canibalismo (Holthuis, 1980; Hendrickx, 1995; New, 2000). Por su parte, Rojas-Sahagún *et al.* (2012) reportan que juveniles de *M. tenellum* demostraron ser depredadores naturales de larvas de *Aedes aegypti* (mosquito transmisor del dengue), convirtiéndolo en un posible agente de control biológico ya que ofrece ventajas gracias a su capacidad larvívora, su adaptabilidad a ambientes diversos y su abundancia en ambientes naturales.

Como la mayoría de crustáceos la digestión comienza al acercar el alimento a la boca, continua por el estómago, pasando a la glándula digestiva o hepatopáncreas, donde la digestión se hace más activa (Guillaume *et al.*, 2004). En el hepatopáncreas se secretan y actúan las enzimas digestivas, que son proteínas que ayudan a digerir el alimento para que los nutrientes sean absorbidos (D'Ambramo y New, 2000).

Los langostinos en su primera etapa larval no se alimentan del exterior, ya que tienen reservas de vitelo, mientras que en la segunda etapa larval el fitoplancton y el zooplancton constituyen su alimento (Vega-Villasante *et al.*, 2011). Los nauplios de *Artemia* recién eclosionados son generalmente la dieta de elección para el cultivo larval, ya que contienen comparativamente altos niveles de proteína y lípidos (55 y 21%, respectivamente), por lo que son adecuados para suministrar los requerimientos de las larvas; las dietas diseñadas para larvas solo son útiles a partir de que comienza a funcionar la glándula digestiva, durante las etapas VI o VII de vida (D'Ambramo y New, 2000). Se ha observado que en cautiverio aceptan cladóceros y larvas de culícidos (Ponce-Palafox *et al.*, 2002). Yamasaki-Granados (2012) reporta que a la mayor supervivencia de larvas de *M. americanum* se registra cuando son alimentadas con nauplios de *Artemia salina*, mantenidas a una densidad de 50 larvas L⁻¹.

El primer factor a considerar para la alimentación de los langostinos y para la aproximación a sus requerimientos nutricionales, es la proteína. La proteína constituye el más importante nutriente, el mayor componente y usualmente el más caro ingrediente en las dietas artificiales (Espinosa-Chaurand, 2013). El nivel de proteína en los alimentos comerciales es generalmente el parámetro más importante a tomar en cuenta en la alimentación de los diferentes estadios de los langostinos que permiten al organismo desarrollarse al máximo. A medida que el langostino crece, el porcentaje de proteína en los alimentos balanceados tiende a disminuir. El requerimiento de proteína es mayor en las etapas larvarias y juveniles. Pese a los esfuerzos realizados hasta la fecha con relación al estudio de la nutrición de *M. tenellum*, aún no se conocen de manera exacta los requerimientos para cada una de sus etapas (Espinosa-Chaurand *et al.*, 2011), sin embargo, Guzmán-Arroyo (1987), comenta que en cautiverio aceptan el alimento artificial y sugiere que las necesidades nutricionales de esta especie son de 29% de proteína, 37% de carbohidratos, 28% de grasas y 5% de vitaminas y que el requerimiento de proteína es mayor en las etapas larvarias y juveniles, llegando a esta conclusión a través de sus observaciones y no debido a bioensayos concretos de nutrición. Espinosa-Chaurand *et al.* (2012) comprobaron que langostinos juveniles alimentados con niveles altos de proteína (40%) han logrado crecimientos favorables. Pero para preadultos, De la Torre-Álvarez (2013) reporta que en sus bioensayos la inclusión creciente de proteína cruda en la dieta (20, 25, 30, 35 y 40%) no tiene efecto en el crecimiento y supervivencia.

En general, los crustáceos se alimentan para satisfacer sus necesidades energéticas, para ello la cantidad de proteína del alimento debe estar balanceada con la cantidad adecuada de energía, para que de esta manera se logre alcanzar una ingestión proteica óptima y una buena tasa de conversión alimenticia (Antimo-Pérez, 2000; Luna-Mendoza, 2000). Los camarones parecen utilizar los carbohidratos y los lípidos como principal fuente de energía (Lovell, 1998), lo cual es económicamente más rentable, ya que estos nutrientes son más baratos que las proteínas (Antimo-Pérez, 2000; Luna-Mendoza, 2000). El uso de un balance proteína/energía adecuado es esencial para formular un alimento eficiente (Luna-Mendoza, 2000). La inclusión de una cantidad adecuada de carbohidratos y lípidos en la dieta disminuye el requerimiento de proteína sin reducir el crecimiento (Lovell, 1998). En *M. tenellum* García-Ulloa-Gómez *et al.* (2008) encontraron que es posible sustituir totalmente la harina de pescado por harina de soya en alimentos experimentales sin afectar el crecimiento de los organismos. La ración diaria de alimento pueden ajustarse desde 10% hasta 3% del peso corporal en la etapa de engorde (Ponce-Palafox *et al.*, 2002).

La cantidad total de carbohidratos dietarios que se puede utilizar eficientemente para langostinos generalmente depende de la capacidad digestiva (nivel de actividad enzimática digestiva) y puede exceder la de especies de camarón marino, donde se incorporan frecuentemente en un 20 a 45% en alimentos en forma de almidones de arroz, de trigo, de maíz, de papa, de soya, etc. Por lo tanto, parece lógico tratar de conseguir un ahorro de proteínas por el almidón en los langostinos, aunque aún la utilización metabólica de la glucosa no ha sido precisada en estos organismos, debido a la dificultad que tienen para regular la glucemia (Guillaume *et al.*, 2004).

Con buenas fuentes de proteínas en la dieta, los niveles de lípidos dietéticos que contengan los niveles adecuados de ácidos grasos esenciales pueden ser bajos, alrededor del 2% (Guillaume *et al.*, 2004). Uno de los aspectos en los que se debe tener mayor cuidado en la nutrición de langostinos es el requerimiento de colesterol, ya que este es un componente primordial de las lipoproteínas circulantes y de membrana, y sirve de sustrato para la síntesis de diversos compuestos entre los que se encuentra la hormona de la muda. Aunque los crustáceos sean incapaces de sintetizar el núcleo esterol, sí pueden convertir ciertos fitoesteroles en colesterol (D'Ambramo y New, 2000).

Los requerimientos de vitaminas del langostino son probablemente muy similares a los determinados para otras especies acuáticas, porque las vi-

taminas sirven como catalizadores metabólicos para las mismas reacciones químicas. En los cultivos, numerosas enfermedades o anomalías han sido atribuidas a carencias vitamínicas: enfermedad de la muerte negra, síndrome de la muerte en la muda, enfermedad azul, ralentización del crecimiento, entre otras. El cálculo de su requerimiento es muy difícil, debido a que la microflora intestinal interfiere con la obtención de determinaciones precisas y a su solubilidad natural en el agua (D'Ambramo y New, 2000), entre otros factores que intervienen con su absorción. Por lo cual, debe añadirse en exceso en los alimentos balanceados con el fin de compensar las pérdidas por lixiviación. Por su parte, la nutrición mineral ha sido poco estudiada en el langostino a pesar de que pierden en cada muda elementos orgánicos en cantidades notables, particularmente calcio. Los crustáceos son capaces de absorber el calcio, fósforo y sin duda algunos otros elementos disueltos en el agua (Guillaume *et al.*, 2004). Para los organismos que viven en agua dulce, el calcio no siempre se puede obtener fácilmente del agua, porque existe un amplio rango en la concentración de calcio dentro de los diferentes cuerpos de agua. Pese a la importancia de estos nutrientes, no hay ninguna información disponible con respecto a los requerimientos de minerales, como calcio, fósforo, zinc, y otros.

El esfuerzo continuo para mejorar el desarrollo de los organismos (mejorar la velocidad de crecimiento o lograr tallas máximas de la especie) y su eficiencia alimenticia ha estimulado la búsqueda de nuevos aditivos para alimentos de camarones. Los aditivos alimentarios son sustancias puras o mezclas que se adicionan intencionalmente a los alimentos para realizar una o varias funciones específicas. El término aditivo alimentario puede incluir todos los compuestos químicos inertes o activos, naturales o sintéticos, nutritivos o no que son directamente agregados a los alimentos. Los tipos de aditivos estudiados en la alimentación de camarones han sido fundamentalmente: antibióticos, probióticos, nutrientes, pigmentos, enzimas, preservantes, antioxidantes, atrayentes y estimuladores del apetito (Carrillo *et al.*, 2000). Aréchiga *et al.* (2013, en prensa) obtuvieron que *M. tenellum* alimentados con una dieta de inclusión de polvo de cálices de *Hibiscus sabdariffa* (flor de Jamaica), muestran la mayor expresión de eritróforos (color rojo) en el exoesqueleto del pleon (abdomen) y ganancia en crecimiento. Otros aditivos se han utilizado en dietas de postlarvas de *M. rosenbergii* como estimuladores del crecimiento entre los que se encuentra la levadura cervecera con muy buenos resultados en cuanto a velocidad de crecimiento y factor de conversión (Prasad *et al.*, 2013); sin embargo, no existen experiencias similares en *M. tenellum*.

Conclusiones

La mayoría de la información disponible sobre los langostinos del género *Macrobrachium* trata sobre algunos aspectos biológicos y ecológicos. En México no existen datos actualizados de su explotación pesquera y el conocimiento sobre el estado de sus poblaciones naturales no es claro, información vital para su adecuada explotación. Existen lagunas importantes en el estudio de la fertilidad y fecundidad en la mayoría de las especies del género localizadas en América. A excepción de *M. amazonicum* los estudios desarrollados con otras especies nativas son pocos y dispersos. Se ha detectado carencias de información para todas las especies americanas con relación al efecto de la contaminación (xenobióticos) sobre la fecundidad y fertilidad.

El desarrollo de la acuicultura de estas especies a una escala comercial, es detenido por: 1) la dificultad de la crianza de larvas ya que las fases larvarias suelen ser zooplanctófagas y, por su tamaño y necesidad de alimento vivo, son difíciles de mantener en cautiverio; 2) el efecto que tiene la estratificación social en los organismos en cultivo y; 3) la escasa información relacionada con la nutrición de organismos reproductores.

Los mayores esfuerzos en México deben ir encaminados a reforzar la investigación sobre estos aspectos que permitirán un mejor entendimiento sobre la biología reproductiva, ecología y explotación que garantizarán un óptimo plan de manejo y protección de las especies de este género de importancia ecológica y comercial.

Referencias

- Álvarez-Ruiz, M., J. Cabrera-Peña y Y. Solano-López, «Morfometría, época reproductiva y talla comercial de *Macrobrachium americanum* (Crustacea: Palaemonidae) en Guanacaste, Costa Rica», *Revista de Biología Tropical*, 44 (1996), pp. 127-132.
- Anger, K., *The Biology of Decapod Crustacean Larvae*, Crustacean Issues, 2001.
- Antimo Pérez, J. S., *Determinación de la relación proteína/energía, para el crecimiento de Litopenaeus stylirostris (Stimpson, 1874), utilizando dos proporciones de proteína vegetal/animal*, tesis de maestría en ciencias en recursos alimenticios y producción acuícola, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Nuevo León, 2000.

- Arana-Magallón, F., «Experiencias sobre el cultivo del langostino (*Macrobrachium americanum* Bate), en el noroeste de México», en H. K. Dupree, K. S. Price Jr., W. N. Shaw y K. S. Danberg (eds.), *Actas del Simposio sobre Acuicultura en América Latina, Rome: Documentos de investigación*. FAO, 1974, vol. 1, pp. 139-147.
- Aréchiga Palomera M. A., A. D. Moreno López, G. L. Gil Ramos, L. D. Espinosa-Chaurand y F. Vega-Villasante, «Inclusión de *Hibiscus sabdariffa* en alimentos experimentales para *Macrobrachium tenellum*: Efectos en la pigmentación, crecimiento y supervivencia», «In extenso» del SIMAP, 2013, en prensa.
- Arroyo-Rentería, G. y L. Magaña-Ríos, *Contribución al conocimiento de las especies de Macrobrachium y Atya con especial referencia a los langostinos en el cauce del río baluarte*, tesis de licenciatura en biología pesquera, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Sinaloa, 2001.
- Arzola-González, J. F. y L. M. Flores-Campaña, «Alternativas para el aprovechamiento de los crustáceos decápodos del estero El Verde Camacho, Sinaloa, México». *Universidad y Ciencia, Trópico Húmedo*, 24 (1) (2008), pp. 41-48.
- Avendaño, M. E., «Cultivo de Langostino», en Lito Roda (ed.), *Colección Nacional de Manuales de Capacitación Pesquera, Secretaría de Pesca de México*, México, 1994.
- Bauer, R., «Amphidromy in shrimps: a life cycle between rivers and the sea», *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41 (4) (2013), pp. 633-650.
- , «Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. I. Costs, benefits evolutionary origins and an unusual case of amphidromy», en A. Asakura (ed.), *New frontiers in crustacean biology, Proceedings of The Crustacean Society summer meeting, 20-24 September 2009*, Brill, Leiden, Tokyo, 2011a, pp. 145-156.
- , «Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. II. Delivery of hatching larvae to the sea, return of juvenile upstream migration and human impacts», en A. Asakura (ed.), *New frontiers in crustacean biology. Proceedings of The Crustacean Society summer meeting, 20-24 September 2009*, Brill, Leiden, Tokyo, 2011b, pp. 157-168.
- Bueno, S. L. S. y S. A. Rodríguez, «Abbreviated larval development of the freshwater prawn *Macrobrachium iheringi* (Ortmann, 1897) (Decapoda: Palaemonidae), reared in the laboratory», *Crustaceana*, 68 (1995), pp. 665-686.

- Cabrera, P. J., «Carácter práctico para la diferenciación de sexos en *Macrobrachium tenellum* (Crustacea: Decapoda: Natantia)», *Revista de Biología Tropical*, 31 (1983), pp. 159-160.
- Caluwé, J., P. Lavens y P. Sorgeloos, «The influence of *Macrobrachium rosenbergii* broodstock diet on egg and larval characteristics», en P. Lavens, E. Jaspers, y Y. Roetlans (eds.), *Larvi'95: Fish & Shellfish Symposium*, Gent, Belgium, European Aquaculture Society Special Publication No. 24, 1995, pp. 79-82.
- Carrillo, O., F. Vega-Villasante, H. Nolasco y N. Gallardo, «Aditivos alimentarios como estimuladores del crecimiento de camarón», en L. E. Cruz-Suárez, D. Ricque-Marie, M. Tapia-Salazar, M. A. Olvera-Novoa y R. Civera-Cerecedo, (eds.), *Avances en Nutrición Acuícola V, Memorias del V Simposium Internacional de Nutrición Acuícola*, 2000.
- Cortés-Jacinto, E., H. Villarreal-Colmenares, R. Civera-Cerecedo y J. Naranjo-Páramo, «Effect of dietary protein level on the growth and survival of pre-adult freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus* (von Martens) in monosex culture», *Aquaculture Research*, 35 (2004), pp. 71-77.
- D'Ambramo L. R. y M. B. New, «Nutrition, Fedds and Feeding», en M. B. New y W. C. Valenti (eds.), *Freshwater prawn culture: the farming of *Macrobrachium rosenbergii**, Blackwell Science, Oxford, England, 2000, pp 203-220.
- De Grave, S., Y. Cai y A. Anker, «Global diversity of shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea) in freshwater», *Hydrobiologia*, 595 (2008), pp. 287-293.
- , N. D. Pentcheff, S. T. Ahyong, T. Y. Chan, K. A. Crandall, P. C. Dworschak, D. L. Felder, R. M. Feldmann, C. H. J. M. Fransen, L. Y. D. Goulding, R. Lemaitre, M. E. Y. Low, J. W. Martin, P. K. L. Ng, C. E. Schweitzer, S. H. Tan, D. Tshudy y R. Wetzer, «A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans», *Raffles Bulletin of Zoology*, Supplement No. 21 (2009), pp. 1-109.
- De la Torre-Álvarez, Ó. A., *Control social en el crecimiento de preadultos de *Macrobrachium tenellum* (Decápoda: Palaemonidae) alimentados con diferentes concentraciones de proteína: La jerarquía del macho alfa*, tesis de licenciatura en biología, Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, 2013.
- De Lima Preto, B., J. Mitsue-Kimpara, P. Moraes-Valenti, F. R. Tito Rosa y W. C. Valenti, «Production strategies for short term grow-out of the Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum* (Heller 1862) in ponds», *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 6 (1) (2011), pp. 1-8.

- Espino-Barr, E., B. A. García, G. M. Puente, A. C. Zamorano, A. O. Ahumada y E. Cabral-Solís, «Análisis preliminar de los aspectos biológicos del langostino mazacate *Macrobrachium tenellum*, en el estado de Colima», en *Memorias del III foro Científico de Pesca Ribereña, Centro Regional de Investigaciones Pesqueras de Manzanillo, Instituto Nacional de la Pesca, Sagarpa, Jalisco, México, 2006*, pp. 93-94.
- Espinosa-Chaurand, L. D., *La actividad enzimática digestiva y su aplicación nutricional en el langostino Macrobrachium tenellum (Smith, 1871)*, tesis de doctorado en ciencias en biosistemática, ecología y manejo de recursos naturales y agrícolas, Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, 2013.
- , M. A. Vargas-Ceballos, M. Guzmán-Arroyo, H. Nolasco-Soria, O. Carrillo-Farnés, O. Chong-Carrillo y F. Vega-Villasante, «Biología y cultivo de *Macrobrachium tenellum*: Estado del arte». *Hidrobiológica*, 21 (2) (2011), pp. 99-117.
- , C. Flores-Zepeda, H. Nolasco-Soria, O. Carrillo-Farnés y F. Vega-Villasante, «Efecto del nivel proteico de la dieta sobre el desarrollo de juveniles de *Macrobrachium tenellum* (Smith, 1871)», *MVZ Córdoba*, 17 (2012), pp. 3140-3146.
- Fu, H., Y. Gong, Y. Wu, P. Xu y C. Wu, «Artificial interspecific hybridization between *Macrobrachium* species», *Aquaculture*, 232 (2004), pp. 215-233.
- García-Guerrero, M., M. Hendrickx y H. Villarreal, «Description of the embryonic development of *Cherax quadricarinatus* von Martens, 1868 (Decapoda, Parastacidae), based on the staging method», *Crustaceana*, 76(3) (2003), pp. 296-280.
- , F. Becerril-Morales, F. Vega-Villasante y L. D. Espinosa-Chaurand, «Los langostinos del género *Macrobrachium* con importancia económica y pesquera en América Latina: conocimiento actual, rol ecológico y conservación», *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(4) (2013), pp. 651-675.
- , «Proximate biochemical variations in eggs of the prawn *Macrobrachium americanum* (Bate, 1869) during its embryonic development», *Aquaculture Research*, 40 (2009), pp. 575-581.
- , «Effect of Temperature on Consumption Rate of Main Yolk Components during Embryo Development of the Prawn *Macrobrachium americanum* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae)», *Journal of the World Aquaculture Society*, 41 (2010), pp. 84-92.

- y P. Hernández-Sandoval, «Total protein, lipid, carbohydrate, and water changes of eggs through embryonic development of *Macrobrachium occidentale* Holthuis, 1950 and its relation to morphological changes», *Journal of Crustacean Biology*, 32 (5) (2012), pp. 769-773.
- y M. Hendrickx, «External description of the embryonic development of the prawn *Macrobrachium americanum* based on the staging method», *Crustaceana*, 82 (2009), pp. 1413-1422.
- García-Ulloa, G. M., L. A. López-Aceves, J. T. Ponce-Palafox, H. Rodríguez-González y J. L. Arredondo-Figueroa, «Growth of fresh-water prawn *Macrobrachium tenellum* (Smith, 1871) juveniles fed isoproteic diets substituting fish meal by soya bean meal», *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51 (1) (2008), pp. 57-65.
- , H. Rodríguez y T. Ogura, «Egg quality of two prawn species (Palaemonidae) of the genus *Macrobrachium* (*M. rosenbergii*, de Man 1879, and *M. tenellum*, Smith, 1871) varying the brood stock diet: morphometric indexes», *Revista de Investigación y Difusión Científica y Agropecuaria*, 8 (2) (2004), pp. 17-27.
- Goodyear, R., V. Martínez y J. B. Del Rosario, «Moluscos y crustáceos decápodos del Rio Chiriquí (1976)», en *Biota de Panamá*, Universidad de Panamá, <http://biota.wordpress.com/2008/04/25/lospecesdel-rio-chiriqui-y-afluentes-principales/> (consultado el 27 de mayo de 2008).
- Graça-Melo, S. y A. L. Brossi-García, «Desenvolvimento larval de *Macrobrachium birai* Lobão, Melo & Fernandes (Crustacea, Decapoda, Caridea, Palaemonidae) em laboratorio», *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (1) (2005), pp. 131-152.
- y A. L. Brossi-García, «Postembryonic development of *Macrobrachium petronioi* (Caridea: Palaemonidae) in the laboratory», *Journal of Crustacean Biology*, 19 (3) (1999), pp. 622-642.
- Guillaume, J., S. Kaushik, P. Bergot y R. Metailler. *Nutrición y alimentación de peces y crustáceos*, Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 2004.
- Guzmán-Arroyo, M., *Biología, ecología y pesca del langostino *Macrobrachium tenellum* (Smith, 1871), en lagunas costeras del estado de Guerrero, México*, tesis doctoral, Universidad Nacional Autónoma de México, 1987.
- Harán, N., J. Mallo y J. Fenucci, «Efecto de la densidad sobre el crecimiento y el desarrollo del petasma en langostinos juveniles *Pleoticus muelleri* (Decapoda, Penaeoidea)», *Investigaciones Marinas, Valparaíso*, 32 (1) (2004), pp. 11-18.

- Hendrickx M. E., «Camarones», en W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter y V. H. Niem, *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesc, Pacífico centro-oriental, Plantas e invertebrados Vol. I*, Roma, 1995, pp. 417-537
- Hernández-Sandoval, P., *Efecto de la temperatura en el crecimiento y sobrevivencia del langostino Macrobrachium occidentale y del acocil Cherax quadricarinatus*, tesis de maestría en ciencias (recursos naturales y medio ambiente), Departamento de Acuicultura, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Instituto Politécnico Nacional, Sinaloa, 2008.
- Hernández-Valencia, A., *Evaluación de la frecuencia alimenticia en cultivo larvario del langostino de río Macrobrachium americanum Bate, 1868 (Decapoda: Palaemonidae)*, en Guasave de Leyva, Sinaloa y Coyuca de Benítez, Guerrero, tesis de licenciatura, Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero, 2010.
- Holthuis, L. B., «A general revision of the Palaemonidae (Crustacea: Decapoda: Natantia) of the Americas. II. The subfamily Palaemonidae», *Allan Hancock Foundation Occasional Papers*, 12 (1952), pp. 11-132.
- , *FAO Species Catalogue, Vol. 1- Shrimps and Prawns of the World, An Annotated Catalogue of Species of Interest to Fisheries*, FAO Fisheries Synopsis, 125 (1), 1980.
- Holtschmit-Martínez, K., *Manual técnico para el cultivo y engorda del langostino malayo*, Fondepesca, Monterrey, 1987.
- Jayachandran, K. V., *Palaemonid Prawns: Biodiversity, taxonomy, biology and management*, Ed. Science Publishers, Inc. Enfield, NH, USA, 2001.
- Kent, G. «Aquaculture and food security», en PACON (eds.), *Proceedings of the PACON Conference on Sustainable Aquaculture, Pacific Congress on Marine Science and Technology*, 11-14 June, Honolulu, Hawaii, USA, Honolulu, 95 (1995), pp. 11-14.
- Ling, S. W., *Studies on the rearing of larvae and juveniles and culturing of adults of Macrobrachium rosenbergii (de Man)*, Reprinted from IPFC, Current Affairs, Bull, 1962.
- Ling, S. W., «Methods of rearing and culturing *Macrobrachium rosenbergii* (de Man)», *FAO Fisheries Report*, 57 (3) (1969a), pp. 607-619.
- , «The general biology and development of *Macrobrachium rosenbergii* (de Man)», *FAO Fisheries Report*, 57 (3) (1969b), pp. 589-606.
- Lovell, T. *Nutrition and Feeding of Fish*, Van Nostrand Reinhold, New York, USA, 1998.

- Luna-Mendoza, N. E., *Determinación de la relación óptima de proteína/energía, utilizando dos porciones de proteína vegetal/animal para el crecimiento de Litopenaeus vannamei (Bonne, 1931)*, tesis de maestría en ciencias en recursos alimenticios y producción acuícola, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Nuevo León, 2000.
- Lutz, C. G., «Genetic improvement in freshwater prawns», *Aquaculture Magazine*, 29 (2003), pp. 38-41.
- Magalhaes, C., «Desenvolvimento larval obtenido em laboratorio de palaemonidos de regioao amazónica. I. *Macrobrachium amazonicum*», *Crustacea Decapoda, Amazoniana*, IX-2 (1985), pp. 247-274.
- Mallasen, M. y G. Valenti, «Larval Development of the Giant River Prawn *Macrobrachium rosenbergii* at Different Ammonia Concentrations and pH Values», *Journal of the World Aquaculture Society*, 36 (1) (2005), pp. 32-41.
- McDowall, R., «On amphidromy, a distinct form of diadromy in aquatic organisms», *Fish Fisheries*, 8 (2007), pp. 1-13.
- Monaco, G., «Laboratory rearing of the palaemonid shrimp *Macrobrachium americanum* (Bate)», *Aquaculture*, 6 (1975), pp. 369-375.
- Montoya, J., «Freshwater shrimps of the genus *Macrobrachium* associated with roots of *Eichhornia crassipes* (Water Hyacinth) in the Orinoco Delta (Venezuela)», *Caribbean Journal Science*, 39 (1) (2003), pp. 155-159.
- Moraes-Riodades, P. M. C. y W. C. Valenti, «Morphotypes in male Amazon River Prawns, *Macrobrachium amazonicum*», *Aquaculture*, 236 (2004), pp. 297-307.
- Mossolin, E. C. y S. L. S. Bueno, «Relative growth of the second pereopod in *Macrobrachium olfersi* (Wiegmann, 186) (Decapoda, Palaemonidae)», *Crustaceana*, 76 (3) (2003), pp. 363-376.
- Navarro-Hurtado, A., *Ensayo de dos modelos de policultivo empleando bagre (*Ictalurus punctatus*) tilapia híbrida (*Oreochromis niloticus* vs. *Oreochromis mossambicus*) y langostino (*Macrobrachium tenellum*), en estanques semi-rústicos caso Jocotepec, Jalisco*, tesis de maestría en ciencias (acuicultura), Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Colima, 2002.
- New, M. B., «Freshwater prawn farming: global status, recent research and a glance at the future», *Aquaculture Research*, 36 (3) (2005), pp. 210-230.
- , «History and global status of freshwater prawn farming», en M. B. New, W. C. Valenti, J. H. Tidwell, L. R. D'Abramo y M. N. Kutty (eds.),

- Freshwater prawns: biology and farming*, Wiley-Blackwell, Nueva York, 2009, pp. 1-11.
- , *Farming freshwater prawns, A manual for the culture of the giant river prawn (Macrobrachium rosenbergii)*, FAO Fisheries Technical Paper, Rome, vol. 428, 2002.
- y W. C. Valenti, *Freshwater prawn culture: The farming of Macrobrachium rosenbergii*, Blackwell Science Ltd., Oxford, 2000.
- y S. Singholka, *Cultivo del camarón de agua dulce: manual para el cultivo de Macrobrachium rosenbergii*, FAO, Italia, 1984.
- Pérez-Velázquez, P. A., P. Ulloa-Ramírez y J. L. Patiño-Valencia, «Estado general de la pesquería del camarón moya *Macrobrachium tenellum* de la región estuarina de Nayarit», en B. E. Espino, A. M. Carrasco y G. M. Puente (eds.), *Memorias del III foro Científico de Pesca Ribereña. Centro Regional de Investigaciones Pesqueras de Manzanillo, Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA, Jalisco, México, 2006a*.
- , P. Ulloa-Ramírez y J. L. Patiño-Valencia, «Análisis preliminar de la pesquería comercial de langostinos del río Ameca, Nayarit», en B. E. Espino, A. M. Carrasco y G. M. Puente (eds.), *Memorias del III foro Científico de Pesca Ribereña. Centro Regional de Investigaciones Pesqueras de Manzanillo, Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA, Jalisco, México, 2006b*.
- Pileggi, L. G. y F. L. Mantelatto, «Molecular phylogeny of the freshwater prawn genus *Macrobrachium* (Decapoda, Palaemonidae), with emphasis on the relationships among selected American species», *Invertebrate Systematics*, 24 (2) (2010), pp. 194-208.
- Ponce-Palafox J. T., G. M. García-Ulloa, J. L. Arredondo-Figueroa, D. Hernández-Ocampo, J. Díaz-Álvarez, G. Aldama-Rojas y H. Esparza-Leal, *El cultivo del camarón de agua dulce Macrobrachium tenellum en estanques rústicos*, en Comunicación Científica, IV Congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura, 2006, pp. 655-660.
- , F. C. Arana-Magallón, H. Cabanillas-Beltrán y H. Esparza, *Bases biológicas y técnicas para el cultivo de los camarones de agua dulce nativos del Pacífico americano Macrobrachium tenellum (Smith, 1871) y M. americanum (Bate, 1968)*, en I Congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura, CIVA, 2002.
- Prasad, L., B. B. Nayak, P. P. Srivastava, A. K. Reddy, M. P. S. Kohli, «Use of Brewer's Yeast *Sacharomyces cerevisiae* as Growth Promoter in Giant Freshwater Prawn (*Macrobrachium rosenbergii* de Man) Post Larvae,

- Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 13 (2013), pp: 447-452.
- Ra'anan, Z. y A. Sagi, «Alternative mating strategies in male morphotypes of the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* (De Man)», *Biological Bulletin*, 169 (1985), pp. 592-601.
- , A. Sagi, Y. Wax, I. Karplus, G. Hulata y A. Kuris, «Growth, Size Rank, and Maturation of the Freshwater Prawn, *Macrobrachium rosenbergii*: Analysis of Marked Prawns in an Experimental Population», *Biological Bulletin*, 18 (1991), pp. 379-386.
- Rodríguez-Flores, R., M. Lazareno-Morfin, L. D. Espinosa-Chaurand, M. E. R. Basto-Rosales y F. Vega-Villasante, «Temperatura óptima y preferencia térmica del camarón de río *Macrobrachium tenellum* en la costa tropical del Pacífico mexicano», *Boletim do Instituto de Pesca*, 38 (2012), pp. 121-130.
- Rojas S. C. C., J. M. Hernández Sánchez, M. A. Vargas-Ceballos, L. E. Ruiz González, L. D. Espinosa Chaurand, H. Nolasco Soria y F. Vega-Villasante, «Evaluación de la capacidad predatoria del langostino *Macrobrachium tenellum* (Decapoda: Palaemonidae) sobre larvas de *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) en condiciones de laboratorio», *Revista Cubana de Medicina Tropical*, 64 (2012), 315-323.
- Román-Contreras, R., «Contribución al conocimiento de la biología y ecología de *Macrobrachium tenellum* (Smith) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae)», *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, 6 (2) (1979), pp.137-160.
- Ruiz-Santos, H., *Estudio de la edad y crecimiento del langostino *Macrobrachium tenellum* (Smith, 1871) en la laguna de Tres Palos, Gro.*, tesis de maestría en ciencia del mar (oceanografía biológica y pesquera), Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 1988.
- Salmeron, J., *Efectos de la densidad, interacción química, interacción visual, preferencia de color y efecto de color de sustrato en el crecimiento de postlarvas del langostino *Macrobrachium rosenbergii* (De Man)*, tesis de maestría, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Guaymas, México, 1985.
- Sánchez-Granados, O. A., «Adaptabilidad del camarón de río nativo (*Macrobrachium tenellum*) en estanques de arcilla bajo un régimen natural/ controlado y su influencia en su crecimiento y reproducción en el área de Chaguantique», Informe Técnico de Proyecto, REDISAL-Conse-

- jo Nacional de Ciencia y Tecnología de El Salvador, 2008 <http://www.redisal.org.sv/proyectos/view/926> (consultado el 15 de septiembre de 2012).
- Signoret-Poillon G. y E. Soto, «Comportamiento osmoregulador de *Macrobrachium tenellum* y *Macrobrachium acanthurus* (Decapoda: Palaemonidae) en diferentes salinidades», *Revista de Biología Tropical*, 45 (3) (1997), pp. 1085-1091.
- Thiel, M., S. T. C. Chak y C. P. Dumont, «Male morphotypes and mating behavior of the dancing shrimp *Rhynchocinetes brucei* (Decapoda: Caridea)», *Journal of Crustacean Biology*, 30 (4) (2010), pp. 580-588.
- Valencia, D. y M. Campos, «Freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* Bate, 1868 (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) of Colombia», *Zootaxa*, 1456 (2007), pp. 1-44.
- Vega-Villasante, F., E. Martínez-López, L. Espinosa-Chaurand, M. Cortés-Lara y H. Nolasco-Soria, «Crecimiento y supervivencia del langostino (*Macrobrachium tenellum*) en cultivos experimentales de verano y otoño en la costa tropical del Pacífico mexicano», *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14 (2011b), pp. 581-588.
- , L. D. Espinosa-Chaurand, S. Yamasaki-Granados, E. Cortés-Jacinto, M. García-Guerrero, A. Cupul Magaña, H. Nolasco Soria y M. Guzmán Arroyo, *Acuicultura del langostino *Macrobrachium tenellum*: engorda en estanques semirrústicos*, Universidad de Guadalajara y COECYTJAL, México, 2011.
- Yamasaki-Granados, S., M. García-Guerrero, F. Vega-Villasante, F. Castellanos-León, R. O. Cavalli y E. Cortés-Jacinto, «Experimental culture of the river prawn *Macrobrachium americanum* larvae (Bate, 1868), with emphasis on feeding and stocking density effect on survival», *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(4) (2013), pp. 793-800.
- , *Desarrollo larvario y biología de la muda del langostino de río *Macrobrachium* spp. (Decapoda: Palaemonidae)*, tesis de doctorado en ciencias en biosistemática, ecología y manejo de recursos naturales y agrícolas, Universidad de Guadalajara, 2012.
- , M. García-Guerrero, F. Vega-Villasante, E. Cortés-Jacinto, *Avances y perspectivas del cultivo larvario de langostinos del género *Macrobrachium**, Universidad de Guadalajara, 2013.



Autores

- Álvarez-López, José de Jesús. Egresado de la licenciatura en turismo, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, Jalisco.
- Bauer, Raymond T. Department of Biology, University of Louisiana at Lafayette, Lafayette, Louisiana, 70504-2451, Estados Unidos.
rtbauer@louisiana.edu
- Bojórquez-Castro, Jesús Manuel. Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Universidad de Guadalajara, Gómez Farías 82, San Patricio-Melaque, Cihuatlán, Jalisco, C.P. 48980.
mayel_182@hotmail.com
- Bravo-Olivas, Myrna Leticia. Egresada del Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
myrnabravo@yahoo.com
- Carrillo-Franés, Olimpia Victoria. Facultad de Biología, Universidad de La Habana, Cuba.
olimpiacarrillo@infomed.sld.cu
- Chávez-Dagostino, Rosa María. Departamento de Ciencias Biológicas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
rchavezdagostino@yahoo.com.mx
- Chong-Carrillo, Olimpia. Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universi-

- dad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
olimpiachcarrillo@gmail.com
- Cifuentes-Lemus, Juan Luis. Departamento de Ciencias Biológicas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
jlcl04@yahoo.com.mx
- Conejo-Ortega, José Luis. Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
jose.cornejo@cuc.udg.mx
- Cortés-Jacinto, Edilmar. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., La Paz, Baja California Sur.
ecortes04cibnor.mx
- Cupul-Magaña, Amílcar Leví. Departamento de Ciencias Biológicas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
amilcar.cupul@gmail.com
- Cupul-Magaña, Fabio Germán. Departamento de Ciencias Biológicas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
fabio_cupul@yahoo.com.mx
- Espino-Barr, Elaine. INAPESCA, CRIP, Manzanillo, Colima.
- Espinosa-Chaurand, Luis Daniel. Egresado del Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
mcespinosachaurand@gmail.com
- Frisch-Jordán, Astrid. Ecología y Conservación de Ballenas, A.C. Puerto Vallarta, Jalisco.
fibbcatalogo@yahoo.com; www.whalephoto.org
- Galván-Piña, Víctor Hugo. Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Universidad de Guadalajara, Gómez Farías 82, San Patricio-Melaque, Cihuatlán, Jalisco, C.P. 48980.
vhgalpina@gmail.com
- García-Guerrero, Marcelo Ulises. Laboratorio de Acuicultura de Crustáceos, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Inte-

gral Regional, Instituto Politécnico Nacional, Unidad Oaxaca, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca.

prawnaquaculture@gmail.com

González-Zamora, Diego Adolfo. Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Universidad de Guadalajara, Gómez Farías 82, San Patricio-Melaque, Cihuatlán, Jalisco, C.P. 48980. diego.aglezam@gmail.com

Guzmán-Arroyo, Manuel. Instituto de Limnología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Paseo de la Loma 22, Fraccionamiento La Floresta, Ajijic, Jalisco. atherina06@yahoo.com.mx

Hernández-Vázquez, Francisco. Departamento de Ecología y Recursos Naturales-Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara, Independencia Nacional 151, Autlán de Navarro, Jalisco, C.P. 48900.

Hernández-Vázquez, Salvador. Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Universidad de Guadalajara, Gómez Farías 82, San Patricio-Melaque, Cihuatlán, Jalisco, C.P. 48980. sahernan@costera.melaque.udg.mx

Maldonado-Ibarra, Oscar Alberto. Programa de Maestría en Ciencias Sociales con énfasis en Estudios Regionales, Universidad Autónoma de Sinaloa, Mazatlán, Sinaloa.

Medina-Rosas, Pedro. Departamento de Ciencias Biológicas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280. pedromedinarosas@gmail.com

Montoya-Martínez, Cynthia Eugenia. Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280. cynthiamm4@hotmail.com

Nolasco-Soria, Héctor Gerardo. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, s.c., La Paz, Baja California Sur. hnolasco04@cibnor.mx

Ochoa-Chávez, José Miguel. Egresado de la licenciatura en biología, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280. pepe91_8a@hotmail.com

- Raymundo-Huízar, Alma Rosa. Departamento de Ciencias Biológicas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
arhuizar@hotmail.com
- Reimer, Janet. Centro de Investigación Científica y Estudios Superiores de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California.
janet.reimer21@yahoo.com
- Rodríguez-Troncoso, Alma Paola. Laboratorio de Ecología Marina, Instituto de Investigaciones Costeras, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
pao.rodrigueztr@gmail.com
- Rodríguez-Uribe, María Carolina. Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
rodriguezcaro@hotmail.com
- Rojo-Vázquez, Jorge Arturo. Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Universidad de Guadalajara, Gómez Farías 82, San Patricio-Melaque, Cihuatlán, Jalisco, C.P. 48980.
jrojo@costera.melaque.udg.mx
- Rosas-Puga, Rocío Jazmín. Egresada de la licenciatura en administración, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, Jalisco.
- Rubio-Padilla, Miguel Ángel. Estudiante de la licenciatura en biología, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
marp-92@hotmail.com
- Sotelo-Casas, Rosa Carmen. Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.
rosacarmensotelocasas@gmail.com
- Tortolero-Langarica, José de Jesús Adolfo. Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara,

Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.

adolfotortolero@hotmail.com

Vargas-Ceballos, Manuel Alejandro. Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.

maalvace@hotmail.com



Vega-Villasante, Fernando. Laboratorio de Acuicultura Experimental, Centro de Investigaciones Costeras, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, C.P. 48280.

fernandovega.villasante@gmail.com

Yamasaki-Granados, Stig. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, s.c., La Paz, Baja California Sur.

stigy@gmail.com







Temas sobre Investigaciones Costeras
se terminó de imprimir en octubre de 2014
en los talleres gráficos de Triciclo,
Penitenciaría 316, Colonia Centro,
44100, Guadalajara, Jalisco.

La edición consta de 500 ejemplares.

Composición tipográfica:
Laura Biurcos Hernández

Diseño de portada:
Candelario Macedo Hernández

Fotografía de portada: Petr Myska





La zona costera, que concentra hasta un 80% de la población humana y reúne la mayor variedad de usos en comparación con cualquier otro sistema, es particularmente desafiante para la ecología orientada a la conservación y para la disciplina del manejo.

Bajo el concepto de Investigaciones Costeras, se ha buscado aglutinar una amplia gama de actividades de investigación científica destinadas a conocer las interacciones entre los seres vivos y los sistemas físicos, químicos, geológicos y meteorológicos que operan simultáneamente y definen los perfiles de los ambientes de la zona costera de una región.

Es así que el objetivo de este libro es proporcionar al lector ejemplos de trabajos en el área de las Investigaciones Costeras, principalmente desarrollados en México, que abordan aspectos de la química del océano; la formación, ecología de poblaciones y comunidades, así como el estado actual de los arrecifes coralinos y el efecto que tiene sobre ellos el cambio climático, la acidificación del mar y grupos de seres vivos como los equinodermos y los peces; sobre la relación entre la ballena jorobada y la huella ecológica; la fotoidentificación de ballenas jorobadas; el turismo de naturaleza; la pesca ribereña, humedales y aves acuáticas costeras; así como la biología, ecología y explotación de langostinos del género *Macrobrachium*.



Centro Universitario de la Costa



Coordinadores
Juan Luis Cifuentes Lemus
Fabio Germán Cupul Magaña

TEMAS SOBRE INVESTIGACIONES COSTERAS

