Biodiversidad y vulnerabilidad de ecosistemas costeros en Baja California Sur

Aportaciones de estudiantes de grado, posgrado y posdoctorado 2008-2012

Editores: Mónica Pérez-Ramírez y Salvador E. Lluch-Cota

Biodiversidad y vulnerabilidad de ecosistemas costeros en Baja California Sur

Aportaciones de estudiantes de grado, posgrado y posdoctorado
2008-2012

Mónica Pérez-Ramírez y Salvador E. Lluch-Cota
Editores

CENTRO DE INVESTIGACIONES
BIOLÓGICAS DEL NOROESTE, S.C.

Diseño gráfico
Liliana Ramírez B.

Diseño editorial
Mónica Pérez-Ramírez

Edición de textos en inglés
Diana Leticia Dorantes Salas

Biodiversidad y vulnerabilidad de ecosistemas costeros en Baja California Sur. Aportaciones de estudiantes de grado, posgrado y posdoctorado 2008-2012.
Editado por Mónica Pérez-Ramírez y Salvador E. Lluch-Cota.

Primera edición 2012
D.R.© Publicación de divulgación del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Instituto Politécnico Nacional No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita Sur. La Paz, Baja California Sur, México, 23096

ISBN 978-607-7634-07-2

Hecho en México

"Las opiniones expresadas por los autores (textos, figuras y fotos) no necesariamente reflejan la postura de la institución editora de la publicación"

Contenido

Agradecimientos

Presentación

Tutores participantes

Primera Parte
MIDIENDO LA BIODIVERSIDAD

Capítulo 1
Desarrollo y evaluación de métodos moleculares para la detección e identificación de dinoflagelados tóxicos y nocivos en las costas de Baja California Sur 1
Angélica Herrera-Sepúlveda

Capítulo 2
Efecto de *Gymnodinium catenatum* (Graham, 1943) productor de toxinas paralizantes (PSP) sobre la expresión genética del ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) 25
Norma García-Lagunas

Capítulo 3
Respuesta del ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) a la exposición aguda y sub-crónica a *Prorocentrum lima* (Ehrenberg, 1860) Stein 1975, productor de toxinas diarreicas, mediante el seguimiento de la expresión de genes específicos 51
Reyna Romero

Capítulo 4
Asincronía en la especiación asociada con el levantamiento del Istmo de Panamá: el caso de los haemúlidos 76
Jose Tavera

Capítulo 5
Ecomorfología y evolución de la familia Pomacentridae (Perciformes: Labroidei) en el Pacífico Oriental 94
Rosalía Aguilar-Medrano

Capítulo 6
Composición temporal del fitoplancton en ambiente de arrecife costero en el sureste de la Península de Baja California 122
Alejandra Torres-Ariño

Capítulo 7
Variabilidad temporal de los ensamblajes de macroalgas en arrecifes rocosos de Bahía de Loreto 145
Alejandra Mazariegos-Villarreal

Capítulo 8
Macroalgas en bancos abuloneros de la costa occidental de Baja California Sur 165
Alma Rosa Rivera-Camacho

Capítulo 9
Variación espacio-temporal de la densidad de *Acanthaster planci* (Echinodermata: Asteroidea) en el Golfo de California 183
Daniela A. Murillo-Cisneros

Capítulo 10
Estructura comunitaria de asteroideos (Echinodermata: Asteroidea) en Bahía de Loreto 199
Fabián Cervantes-Gutiérrez

Capítulo 11
Variación estacional, contenido energético y biomarcadores lipídicos –ácidos grasos- de la comunidad planctónica de Balandra, Baja California Sur en un ciclo anual 218
Nayeli Pedroza-Martínez

Capítulo 12
Variación espacial de la estructura de las comunidades de peces de arrecife en la costa oeste del Golfo de California 230
Alejandro Aldana-Moreno

Capítulo 13
Señales isotópicas del $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de *Megastraea undosa* (Wood, 1828), *Megathura crenulata* (Sowerby, 1825) y algunas de sus fuentes de alimento 245
M. Magali Gómez-Valdez

Capítulo 14
Dieta natural de *Megathura crenulata* (Sowerby, 1825) en arrecifes rocosos de la costa Pacífico de Baja California Sur 256
Fatima Aguilar-Mora

Capítulo 15
Condición fisiológica de la almeja generosa, *Panopea globosa*, en Bahía Magdalena, BCS 269
Laura Margarita Cruz-Gómez

Capítulo 16
Relación trófica entre los peces de arrecife y manglar en La Paz, BCS 284
Samuel Calderón-Liévanos

Segunda Parte
RELACIONANDO LA BIODIVERSIDAD CON LA VULNERABILIDAD DE LOS ECOSISTEMAS

Capítulo 17
Macroalgas en el arrecife del Canal de San Lorenzo BCS después del impacto del buque Lázaro Cárdenas II y el huracán Juliette 296
Tonatiuh Chávez-Sánchez

Capítulo 18
Revisión del conocimiento actual sobre florecimientos macroalgales en lagunas costeras del Golfo de California 310
Alejandra Piñón-Gimate

Capítulo 19
Reclutamiento coralino en un arrecife restaurado en La Paz, BCS 330
Rafael Andrés Cabral-Tena

Capítulo 20
Elementos de dinámica poblacional para el manejo de peces damisela del Golfo de California 346
Julio Ayala-Aguilar

Capítulo 21
Análisis de la comunidad íctica posterior a un evento de perturbación antropogénica en arrecife de San Lorenzo, Bahía de la Paz, BCS 359
Briseida Mejía-Torres

Capítulo 22
Estructura de la comunidad íctica de manglar en tres sistemas (Balandra, Enfermería y Zacatecas) y dos periodos (1980 y 2010) en relación con el grado de influencia antrópica 375
Francisco J. López-Rasgado

Capítulo 23
Pesca incidental en la pesquería de pelágicos menores en el noroeste de México 399
Sergio Macías-Mejía

Capítulo 24
Índice de fragilidad ecológica de los ecosistemas bentónicos ante el impacto de la pesca de arrastre 412
Pablo Vega-García

Capítulo 25
Certificación pesquera en países en desarrollo: tópicos recientes y perspectivas de implementación 428
Mónica Pérez-Ramírez

Agradecimientos

Agradecemos a CONACYT, ya que su apoyo fue primordial para la realización de este libro. Por un lado, la mayoría de los autores fueron beneficiados con becas de posgrado. Por otra parte, el proyecto SEP-CONACYT 83339 *Biodiversidad y vulnerabilidad en ecosistemas marinos costeros* otorgó el financiamiento que permitió realizar parte de los estudios aquí presentados, y su integración. Otras fuentes importantes de subvención fueron: 1) proyecto SEP-CONACYT 83442 *Identificación molecular y estudio de la regulación de la expresión diferencial de genes, en el ostión del Pacífico Crassostrea gigas, en respuesta a exposición a toxinas marinas*; 2) proyecto CONACYT 50589 *Disponibilidad y aprovechamiento de macroalgas y pastos marinos en ecosistemas altamente productivos*; 3) proyecto CONABIO CT001 *Programa de monitoreo de la restauración de arrecife coralino afectado por el Buque Tanque Lázaro Cárdenas II, y de las comunidades arrecifales de la región del Parque de Loreto, Baja California Sur*; 4) proyecto CONACYT 126574 *Recursos pesqueros masivos de México ante el cambio climático*; 5) proyecto SIP 20121034 *Desempeño productivo de captura y económico-financiero de la pesca deportivo-recreativa de la zona de Los Cabos, B.C.S., México*; 6) proyecto COBI *Uso y manejo de especies de peces e invertebrados de ornato en el Parque Nacional Marino Bahía de Loreto* y 7) proyectos CONANP *Estudio técnico: Desarrollo microregional dentro del marco del área natural protegida Cabo San Lucas* y *Estudio técnico: Análisis y perspectivas para el desarrollo económico y diversificación de actividades dentro del marco del área natural protegida Cabo Pulmo.*

Expresamos nuestro agradecimiento a las instituciones donde los autores estudian y llevan a cabos sus investigaciones: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Universidad

del Mar (UMAR) y Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH). Así como a las instituciones nacionales y en el extranjero que se vinculan a este proyecto proveyendo expertos en diferentes disciplinas para la conformación de comités tutoriales: Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD) unidades Mazatlán y Guaymas, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN (CICIMAR), Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Instituto de Ecología (INECOL), Curtin University, Marine Biological Association (MBA), Universidad Nacional de Colombia, University of California, Université de Liège, UPMC Banyuls y SCRIPPS Institution of Oceanography (SIO).

No podemos dejar de reconocer las aportaciones que han brindado todos y cada uno de los integrantes de los comités tutoriales en CIBNOR: Bertha O. Arredondo Vega, José Alfredo Arreola Lizárraga, Felipe Ascencio Valle, Eduardo F. Balart Páez, Luis Felipe Beltrán Morales, Thelma Castellanos Cervantes, Pedro Cruz Hernández, Juan Antonio de Anda Montañez, Norma Y. Hernández Saavedra, Ana María Ibarra Humphries, Alfonso Maeda Martínez, Enrique Morales Bojórquez, Lourdes Morquecho Escamilla, Gopal Murugan, Alejandra Piñón Gimate, Elisa Serviere Zaragoza, María Teresa Sicard González y Dariel Tovar Ramírez.

Gracias a las personalidades que participan en los comités desde otras instituciones en México: Reyna Alvarado Jiménez, Francisco Becerril Bobadilla, Francisco Benítez Villalobos, Rolando Cardeña López, Gerardo Ceballos Corona, José de la Cruz Agüero, Efraín de Luna, Pablo del Monte Luna, Lloyd Findley, Alma Lilia Fuentes Farías, Silvia Alejandra García Gasca, Gustavo Hernández Carmona, Luis Hernández Moreno, Liliana Hernández Olalde, Eduardo Herrera Galindo, Sharon Herzka Llona, Volker Koch, Antonio López Serrano, Juan Manuel López Vivaz, Daniel Lluch Belda, Marco Antonio Medina,

Germán Ponce Díaz, Héctor Reyes Bonilla, Rafael Riosmena Rodríguez y Oscar Trujillo Millán. En el extranjero: Arturo Acero Pizarro (Colombia), Giacomo Bernardi (Estados Unidos), Jixin Chen (Reino Unido), Bruno Frédérich (Bélgica), Philip A. Hastings (Estados Unidos), Linda Medlin (Francia), Bruce Phillips (Australia) y Declan Schroeder (Reino Unido).

El trabajo en campo, en laboratorio y en las colecciones fue apoyado por el personal técnico del CIBNOR: Jorge Angulo Calvillo (capítulos 11, 15, 22), Jesús Bautista Romero (15, 22, 23, 24), Horacio Bervera León (7, 15, 17, 19), Noemí Bocanegra Castillo (12, 21), Enrique Calvillo Espinoza (11, 22), Lucía Campos Dávila (4, 5, 12, 21), Laura Carreón Palau (11), Mario Cota Castro (7, 17, 19, 21), Roberto Hernández Herrera (15), Alejandra Mazariegos Villareal (8, 13, 14, 17), Carlos Pacheco Ayub (15, 22, 23, 24), Juan José Ramírez Rosas (7, 8, 13, 19, 21), Delia Irene Rojas Posadas (1, 2, 3, 6) y Arturo Sierra Beltrán (2, 3, 6). Asistencia en otras colecciones biológicas: José de la Cruz Agüero y Víctor Cota Gómez (CICIMAR), Rick Feeney (Los Angeles County Museum), Sandra J. Raredon (Museum of Natural History Smithsonian Institution) y H. J. Walker (SIO). Los autores también agradecen a los compañeros y amigos que participaron directa o indirectamente en los 25 estudios comprendidos en esta obra.

Presentación

Diversos foros mundiales han resaltado la necesidad de conciliar la biodiversidad (entendida como la variedad de organismos y ecosistemas) con el factor humano puesto que la biodiversidad representa beneficios ecológicos y socioeconómicos para las generaciones actuales y futuras. Este libro es presentado por el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) y financiado por la Secretaría de Educación Pública (SEP) y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) a través del proyecto SEP-CONACYT 83339 *Biodiversidad y vulnerabilidad en ecosistemas marinos costeros*. La obra compila una serie de tesis recientes que examinan la biodiversidad en los ambientes costeros de Baja California Sur y el Golfo de California. La importancia de estas contribuciones radica en generar dos vertientes de conocimiento para la región: por un lado, mediciones de biodiversidad, que abarcan desde número y composición de especies hasta identificación genética y dominios tróficos. Por otra parte, la relación entre biodiversidad y vulnerabilidad de los ecosistemas en el entendido que los factores ambientales y las actividades humanas provocan impactos y cambios en los ecosistemas y las especies que en ellos habitan.

La historia geológica y evolutiva, la interacción de condiciones ambientales y la diversidad de ecosistemas costeros hacen de Baja California Sur lugar de residencia estacional o permanente para un elevado número de especies acuáticas; algunas de ellas endémicas de la región, esto es, que no se encuentran en ninguna otra parte del mundo. Esta diversidad de ecosistemas costeros se debe a características geográficas, climáticas y topográficas propias de la región. Por ello la marcada diferencia entre ambientes de alta energía situados en el Océano Pacífico y ambientes protegidos en el Golfo de California. Unido a esto consideremos un grado todavía moderado de explotación humana y tendremos

modelos excepcionales de estudio: ecosistemas arrecifales coralinos y rocosos, sistemas submareales rocosos asociados a bosques de macroalgas, lagunas costeras y manglares, que han sido escenarios para la recolección o censos de organismos, el registro de parámetros físico-químicos (temperatura, salinidad, clorofila, nutrientes) y ensayos *in situ* con organismos móviles.

Contar con información que permita mejorar el entendimiento de la relación entre biodiversidad y funcionamiento de los ecosistemas es importante para analizar procesos naturales, determinar beneficios y costos ambientales, y pronosticar la respuesta de los ecosistemas ante variaciones climáticas y presión antropogénica. Esta información biológica al interactuar con otras disciplinas (*p. ej*. administración, economía), debe funcionar como marco de referencia para proponer medidas de manejo en materia de biodiversidad tal y como lo sugieren distintos instrumentos y convenios internacionales. En nuestro país, múltiples dependencias federales y estatales, organizaciones no gubernamentales, universidades y centros públicos de investigación llevan a cabo estudios sobre biodiversidad.

Es así como el CIBNOR, en su carácter de centro público CONACYT, produce e integra conocimientos científicos sobre impactos ambientales y antropogénicos y prepara recursos humanos especializados en manejo y conservación de recursos naturales. El proyecto SEP-CONACYT 83339, así como otros proyectos asociados a la Línea Estratégica CIBNOR EP3 *Variabilidad y vulnerabilidad de ecosistemas marinos del noroeste mexicano*, apoyaron la generación de recursos humanos para alcanzar diferentes grados académicos. Sus aportaciones, que exhiben la frescura y energía de jóvenes comprometidos con su investigación, se vieron enriquecidas con la experiencia de sus comités tutoriales conformados por científicos nacionales e internacionales, fortaleciendo las redes de cooperación y la línea de investigación en CIBNOR.

El presente libro, resultado y muestra de lo arriba expuesto, está constituido por veinticinco capítulos organizados en dos partes que en conjunto ofrecen conocimiento científico y teórico sobre la diversidad de especies y su vulnerabilidad ante algunos eventos ambientales e impactos antropogénicos. En la primera parte, se exploran mediciones de biodiversidad en sistemas costeros empleando técnicas moleculares (genética) y métodos tradicionales (taxonomía, índices de variación y relaciones tróficas). Las técnicas moleculares aquí presentadas sirven para monitorear mareas rojas (proliferación de microalgas tóxicas) y sus efectos en mariscos dirigidos a consumo humano y con importancia económica para la región. También se utilizaron técnicas moleculares para estudiar las relaciones de parentesco entre especies de peces, bajo el fundamento de que este ensamblaje de especies es un modelo que aporta pistas sobre la evolución de la vida.

Ante la necesidad de cuantificar la biodiversidad y compararla temporal (épocas del año) y espacialmente (tipos de ecosistema), los Capítulos 6, 7 y 8 abordan la composición y la estructura de comunidades productoras primarias, es decir, productoras de oxígeno: el fitoplancton y las macroalgas mientras que los Capítulos 9 y 10 tratan sobre organismos depredadores de arrecifes de coral. Estos estudios permiten conocer qué especies están presentes, qué patrones exhiben y qué factores influyen en su distribución (temperatura, nutrientes, etc.). Para comprender como es la circulación de nutrientes y energía en algunos sistemas acuáticos, se realizaron análisis tróficos con moluscos y peces.

La segunda parte del libro trata sobre la comprensión del rol de la biodiversidad en el funcionamiento de diversos ecosistemas costeros y su vulnerabilidad considerando la influencia ambiental y/o antropogénica. Así, tenemos como agentes de cambio: el encallamiento de un buque, el paso del huracán Juliette, los florecimientos algales, la instauración de arrecifes artificiales, la extracción de peces de ornato y la pesca comercial. Los Capítulos 17, 18, 19 y 21 tocan

temas como la situación específica de algunos recursos en arrecifes rocosos y coralinos tras el impacto del huracán; la relación entre productores de oxígeno y nutrientes generados por actividad humana en las costas y las necesidades futuras de investigación. También se ha integrado un estudio de caso para examinar los cambios en la comunidad de peces a través de comparaciones espaciales y temporales en tres sitios con diferente grado de impacto humano (Capítulo 22).

En los últimos años, la explotación de recursos se ha intensificado incidiendo en la biodiversidad de los ecosistemas. Los dos capítulos finales presentan algunas aplicaciones que ya integran conocimientos previos en materia de biodiversidad e impactos, en este caso, producidos por la actividad pesquera. En primera instancia, se propone un índice que expresa la fragilidad ecológica de los ecosistemas bentónicos ante la pesca de arrastre. A continuación, la certificación, una herramienta de manejo pesquero reconocida internacionalmente cuyo objetivo es fomentar la pesca sustentable y el menor daño ambiental.

Suele aceptarse que sin investigación científica sobre la diversidad, que sin generar el conocimiento que permita comprender mejor la vulnerabilidad de los ecosistemas y, por ende, articular aproximaciones adecuadas e integrales a los mismos, toda explotación sustentable y la conservación misma serían inviables en el corto o mediano plazo. Es por ello que un libro como el presente, que comunica la investigación recientemente generada en el CIBNOR sobre esta temática, contribuirá a elucidar la respuesta de ecosistemas particulares ante el creciente aumento de la presión generada por las variaciones climáticas y el desarrollo humano.

Consideramos, pues, que el libro ha de ser de interés para todo aquél preocupado —y ocupado— en conocer, aprovechar y conservar la elevada biodiversidad costera de Baja California Sur.

Tutores participantes

Línea estratégica EP.3 CIBNOR y Proyecto SEP-CONACYT 83339

Bertha O. Arredondo Vega
Investigador Titular A del CIBNOR, trabaja el tema de metabolismo de ácidos grasos en fitoplancton marino y el papel que desempeñan como biomarcadores de cadena trófica (FATM, por sus siglas en inglés) en ecosistemas marinos costeros.
kitty04@cibnor.mx

Eduardo F. Balart Páez
Es biólogo por la Universidad Católica de Valparaíso, Maestro por la Universidad de Kyoto, y Doctor en Ciencias por la Universidad Autónoma de Nuevo León. Su interés se ha centrado en el estudio de la biodiversidad, sistemática y ecología de los peces asociados a manglares, arrecifes, plataforma y talud continental; evaluación y biología de recursos pesqueros potenciales; así como en la ecología y restauración de arrecifes. Es autor de 60 publicaciones y en total ha dirigido 26 tesis de licenciatura hasta doctorado. Actualmente es Investigador Titular en el Programa de Ecología Pesquera, Curador de la Colección Ictiológica, y responsable del Laboratorio de Necton y Ecología de Arrecifes del CIBNOR. Es miembro del SNI Nivel I.
ebalart04@cibnor.mx

Liliana Hernández Olalde
Es Bióloga Marina (UABCS-2000), con Maestría en Manejo de Recursos Marinos (2003) y Doctorado en Ciencias Marinas (2008) otorgados por el CICIMAR-IPN; Estancia Posdoctoral CIBNOR (2011). Es candidata del SNI. Su investigación se enfoca en la reproducción de animales marinos, especialmente peces: determinación del sexo, maduración gonádica, comportamiento reproductivo y cuidado parental. Ha participado en diversos proyectos de investigación, publicado artículos en revistas especializadas y presentado trabajos en congresos nacionales e internacionales. Ha dirigido y participado en tesis de licenciatura y posgrado. En el programa de licenciatura (Biología Marina-UABCS) ha impartido cursos sobre biología celular y reproducción.
lilianah@uabcs.mx

Norma Y. Hernández Saavedra
Es Bióloga egresada de la FES Iztacala (UNAM). Estudio la Maestría en Ecología Marina en el CICIMAR (IPN) y el Doctorado en uso, manejo y preservación de los recursos naturales, con especialidad en Biotecnología, en el CIBNOR. Ha realizado estancias de investigación en Universidad de Oviedo, España y en el IGBMC (Université Louis Pasteur), en Francia. Es miembro del SNI Nivel II e Investigador Titular en el CIBNOR, donde imparte cátedra en Microbiología, Biología Molecular y Celular e Ingeniería Genética. Sus intereses de investigación son la biotecnología y la aplicación de técnicas moleculares para el aprovechamiento y manejo de recursos naturales. Sus proyectos han sido financiados por diversas fuentes, resultando en la publicación de artículos en revistas internacionales indexadas y en la formación de recursos humanos de nivel licenciatura, maestría y doctorado.
nhernan04@cibnor.mx

Salvador E. Lluch-Cota
Es Biólogo Marino por la UABCS, Maestro en Ciencias por el CICIMAR-IPN y Doctor en Ciencias por el CIBNOR. Se ha desempeñado como coordinador de varios proyectos de investigación en las áreas de variabilidad climática y sus efectos en recursos marinos. Cuenta con más de 25 publicaciones científicas internacionales, diversos capítulos de libro e informes técnicos. Ha dirigido cinco tesis de Licenciatura, cuatro de Maestría y cuatro de Doctorado. En 2007 fue acreedor del Premio Nacional de Ciencia en la categoría Científico Joven. Es miembro fundador de la Sociedad Mexicana de Pesquerías e integrante del SNI Nivel II.
slluch@cibnor.mx

Alejandra Piñón Gimate
Realizó estudios de posgrado en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Durante el doctorado trabajó con florecimientos macroalgales y su relación con nutrientes de tipo antropogénico en lagunas costeras del estado de Sinaloa. Ha participando en varios proyectos y comités tutoriales como investigador asociado en el CIBNOR. Actualmente, se encuentra en el segundo año de estancia posdoctoral en el mismo centro, bajo la dirección de la Dra. Elisa Serviere, desarrollando investigación sobre florecimientos macroalgales de la Bahía de La Paz. Es Candidata del SNI.
apinon@cibnor.mx

Elisa Serviere Zaragoza
Realizó estudios de licenciatura, maestría y doctorado en la Facultad de Ciencias de la UNAM, en la línea de Botánica Marina. Trabajó como Profesor Asociado en el Laboratorio de Ficología de la Facultad de Ciencias, UNAM, y actualmente es Investigador Titular del CIBNOR y miembro del SNI Nivel II. Sus líneas de investigación son Ecología Marina y Ecología Trófica. Cuenta con 48 publicaciones, 7 capítulos de libro y un Catálogo Onomástico (Nomenclátor) de las algas bentónicas marinas de México. Ha participado en la formación de alumnos de licenciatura (12) y de posgrado (14). Desde 2009, es Directora de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del CIBNOR.
serviere04@cibnor.mx

De izquierda a derecha: Eduardo F. Balart Páez, Elisa Serviere Zaragoza,
Norma Y. Hernández Saavedra, Salvador E. Lluch-Cota y Liliana Hernández Olalde

Formación de recursos humanos.

Capítulo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Grado	D	D	D	D	D	D	M	L	L	L	L	M	L	L	M	L	L	P	M	L	L	D	M	M	D
Estatus	c	c	c	c	t	c	t	t	t	t	c	t	t	t	c	c	t	c	t	c	c	c	t	t	t
Bertha O. Arredondo Vega											d														
Eduardo F. Balart Páez				d	d				d	d		d					a		d		d	a			
Liliana Hernández Olalde*																d				d					
Norma Y. Hernández Saavedra	d	d	d			d																			
Salvador E. Lluch Cota						a					a				d	a				a		d	d	d	d
Alejandra Piñón Gimate*													a				a								
Elisa Serviere Zaragoza							d	d					d	d	a		d	d				a			
Tutores en CIBNOR**	3	3	4	1	0	2	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
Tutores externos	1	1		3	4	1	2	1	2	2	1	1	1	3	0	1	0	0	1	1	0	2	2	1	3

* = Investigadores posdoctorantes del proyecto; ** = no incluye a los investigadores del proyecto; L = licenciatura; M = maestría; D = doctorado; P = posdoctorado; c = tesis en curso; t = tesis terminada; d = director de tesis; a = asesor de tesis.

Capítulo 1

Desarrollo y evaluación de métodos moleculares para la detección e identificación de dinoflagelados tóxicos y nocivos en las costas de Baja California Sur

Angélica Herrera-Sepúlveda

CIBNOR
Becaria CONACYT 205502

Resumen

En la actualidad, no existe un programa formal y bien establecido para el monitoreo de eventos de Floraciones Algales Nocivas (FAN) en las costas de México, la mayoría de los esfuerzos en este sentido se enfocan en la caracterización taxonómica y recuento de los organismos presentes en las muestras. Estas actividades conllevan tiempo y la necesidad de contar con taxónomos de fitoplancton. Por lo tanto, es necesario el desarrollo de nuevas técnicas para la rápida detección y enumeración de las especies formadoras de FAN. En este documento se presentan las principales actividades desarrolladas y los resultados obtenidos a la fecha. Para el análisis de comunidades, se llevó a cabo la estandarización de la técnica: Polimorfismo Conformacional de Cadena Sencilla acoplado a electroforesis capilar (CE-SSCP); análisis de disociación (HRM) y el diseño de sondas para la detección especie-específica. En el caso de CE-SSCP se analizaron 3 fragmentos: I) V4 18S SSU; II) D1/D2 28S LSU y III) D7 28S LSU, de los que el fragmento D7 presentó la mejor resolución. Para la detección especie-específica, se diseñaron diferentes sondas de hibridación utilizando el software ARB. Estas sondas son especie-específicas para la identificación de *Prorocentrum rathymum*, *P. maculosum* y *P. belizeanum*, y se diseñaron sondas grupo-específico para discriminar entre especies del género *Prorocentrum* con hábitos bentónicos y planctónicos. Adicionalmente, se presentan los resultados obtenidos durante el entrenamiento recibido para el montaje de la técnica de Hibridación Fluorescente *in situ* (FISH) y microarreglos. Finalmente, el análisis de disociación mostró resultados similares a los obtenidos con CE-SSCP en donde el fragmento V4 18S presentó múltiples temperaturas de disociación y D2 28S tiene una resolución insuficiente para distinguir entre las especies estudiadas.

Palabras clave: dinoflagelados, métodos moleculares, floraciones algales nocivas

Developing and assessing molecular methods to detect and identify toxic and harmful dinoflagellate species in coasts of Baja California Sur

Abstract

At present, there is no formal and well-established program to monitor HABs in Mexican waters; most efforts in this regard focus on characterizing of the organisms present in the samples. Therefore, it is necessary to develop new techniques for rapid detection and enumeration of HAB-forming species. A monitoring program focused on HAB species using molecular methods will allow analyzing several samples in a short period of time without the need of phytoplankton taxonomy expertise. This document shows the main activities developed and the results obtained to date. For the community analysis, the following techniques were performed: single-strand conformation polymorphism coupled to capillary electrophoresis (CE-SSCP); melting curve analysis (HRM), and probe design for species-specific detection. With CE-SSCP methodology, 3 fragments were analyzed: (I) V4 18S SSU, (II) 28S D1/D2 LSU, and (III) D7 28S LSU. D7 fragment was the best option in terms of resolution. For species-specific detection, we designed different hybridization probes using ARB software. A set of species-specific probes to identify of Prorocentrum rathymum, P. belizeanum, and P. maculosum were designed, as well as group-specific probes for benthic and planktonic Prorocentrum. Additionally, the results obtained during technical training on Fluorescence in situ hybridization (FISH) and microarrays are shown here. Finally, the dissociation analysis showed similar results to those obtained with CE-SSCP, in which the 18S V4 fragment presented multiple dissociation temperatures and 28S D2 did not have a sufficient resolution to distinguish among the analyzed species.

Keywords: dinoflagellates, molecular methods, harmful algal blooms

Introducción

La discoloración de los cuerpos de agua, independientemente del organismo causante, han sido denominadas mareas rojas las cuales han ocurrido consistentemente a lo largo de la historia (Asai *et al.,* 2003). Las mareas rojas o Floraciones Algales Nocivas (FAN) son fenómenos biológicos que ocurren de manera natural, como resultado de la combinación de mecanismos físicos, químicos y biológicos, como son: las surgencias, la influencia de vientos y corrientes, la estratificación de la columna de agua, los frentes de contacto entre dos masas de agua de diferente densidad, la luz, la disponibilidad de nutrientes (N_2, O_2, P) y elementos traza (Fe y vitaminas) y la salinidad o la temperatura, ó por alteraciones de origen antropogénico (Suárez & Guzmán, 1998; Alonso & Ochoa, 2004). El término "Floraciones Algales Nocivas" fue acuñado por la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI) de la UNESCO para designar las apariciones de un grupo heterogéneo de microorganismos, que son percibidas como dañinas debido a sus efectos adversos en el ambiente, repercutiendo directamente en la salud humana, en las actividades de acuicultura, recreación, turismo y en las poblaciones naturales de organismos marinos de zonas costeras (Sar *et al*., 2002).

La relevancia del estudio de los eventos FAN, deriva del aumento registrado en el número y frecuencia de los mismos en las diferentes zonas costeras del mundo (Hallegraeff, 1993). En este contexto, se han enfocado esfuerzos al establecimiento de sistemas de monitoreo ambiental y biológico en diferentes países del mundo, tanto para estudiar las relaciones entre variabilidad ambiental-presencia-peligrosidad de los eventos, como para desarrollar una capacidad predicativa que permita la toma oportuna de medidas preventivas y correctivas (Herrera, 2008).

A lo largo de la línea costera los programas de monitoreo incluyen, en su mayoría, dos aspectos principales: 1) la observación biológica, en este caso se lleva a cabo la identificación y cuantificación de especies de algas potencialmente tóxicas así como el monitoreo del contenido de toxinas en moluscos, y 2) la medición de

parámetros físico-químicos, temperatura del agua, salinidad, nutrientes, clorofila, estratificación del agua, corrientes, entre otros; todo esto con el propósito de adquirir una capacidad predictiva de los eventos FAN (Andersen *et. al*., 2003). Sin embargo, en términos reales, el establecimiento de los programas de monitoreo presenta una fuerte problemática relacionada con la insuficiencia de equipo y personal capacitado, lo que puede conllevar a un inadecuado monitoreo tanto de los parámetros ambientales como biológicos.

Empleando el método tradicional (colecta, fijación, sedimentación y microscopía óptica, y en su caso, electrónica), no es fácil ni expedito identificar especies formadoras de FAN en muestras del medio natural, ya que se requiere de taxónomos expertos. Esto, conlleva un elevado consumo de tiempo y, desafortunadamente, no presenta suficiente resolución para la identificación a nivel especie de todos los organismos formadores de FAN (Miller & Scholin, 1998). La baja resolución de este método se debe a que muchas características taxonómicas solamente pueden ser reveladas mediante microscopia electrónica, como tamaño y forma de la célula, posición de cloroplastos, arreglo de placas y complejos de poros apicales (Hallegraeff, 1993).

Adicionalmente, la identificación y cuantificación de las especies presentes no es suficiente para estimar el potencial de riesgo, debido a que no todas las cepas de la misma especie son tóxicas. Por ejemplo, el dinoflagelado *Alexandrium tamarense* (John *et al*., 2003) y la diatomea *Pseudo-nitzchia pungens* (Smith *et al*., 1990) presentan las variedades tóxica y no tóxica. Es importante hacer énfasis en que cuando se presentan eventos FAN, el tiempo de identificación de las especies presentes en una muestra es un factor crítico para minimizar el impacto potencial en la salud pública. Para resolver este problema, se han hecho varios estudios enfocados en el desarrollo de alternativas de identificación de estos organismos, destacando las técnicas moleculares, las cuales proveen a los ficólogos de una alternativa rápida, precisa y de fácil implementación (ver Herrera, 2008).

Justificación

En la actualidad, no existe un programa formal y bien establecido para el monitoreo de eventos de Floraciones Algales Nocivas (FAN) en las costas de México, la mayoría de los esfuerzos en este sentido se enfocan en la caracterización taxonómica y recuento de los organismos presentes en las muestras. Estas actividades conllevan tiempo y la necesidad de contar con taxónomos de fitoplancton. Por lo tanto, es necesario el desarrollo de nuevas técnicas para la rápida detección y enumeración de especies formadoras de FAN. Un programa de monitoreo de especies FAN utilizando métodos moleculares, permitirá acortar significativamente el tiempo de análisis de las muestras y de obtención de resultados para la toma de decisiones ante una contingencia.

Como resultado de investigaciones realizadas en los últimos cuatro años, en el laboratorio de Genética Molecular del CIBNOR se han diseñado métodos basados en la caracterización de diversas regiones del ADN ribosomal de 14 especies de dinoflagelados que se distribuyen en la región; tanto para la identificación de especies formadoras de FAN como para el estudio de comunidades de fitoplancton (Herrera, 2008). El objetivo de este trabajo es presentar los avances relacionados con el desarrollo de métodos moleculares para la identificación de dinoflagelados tóxicos y nocivos, como propuesta para la detección temprana y el monitoreo de microalgas nocivas en las costas de Baja California Sur.

Material y métodos

Las especies y cepas utilizadas para el desarrollo de este estudio fueron obtenidas de la Colección de Dinoflagelados Marinos del CIBNOR (CODIMAR); sus características generales y condiciones de cultivo se presentan en la Tabla 1. Los cultivos se mantuvieron en tubos de vidrio de 15 mL. El protocolo de extracción de ADN fue modificado a partir de Stoeck *et al.* (2007).

Análisis de comunidades

Polimorfismo conformacional de cadena sencilla acoplado a electroforesis capilar (CE- SSCP). El análisis de CE-SSCP se llevó a cabo empleando la metodología descrita por Delbes *et. al.* (2000), Ghiglione *et. al.* (2005) y West *et. al.* (2008). En los análisis se incluyeron a las especies enlistadas en la Tabla 1. Se amplificaron las regiones hipervariables V4 SSU (Elwood *et. al.,* 1985); D2 y D7 (Herrera, 2008) del LSU. Para amplificar la región D2 se diseñó un nuevo cebador que flanqueara esta región, utilizando el software ARB (Ludwig *et. al.*, 2004). Todos los cebadores con sentido F, fueron marcados en el extremo 5' con TET (Thermo Scientific Biopolymers).

Tabla 1. Listado de especies y condiciones de cultivo.

	Especie	Clave	Localidad	Medio de cultivo	T°C
Δ•⋆	*Akashiwo sanguinea*	ASPV-1	BACO	GSe	20±3
•⋆	*Alexandrium margalefii*	AMCQ-1	BACO	GSe	20±3
•⋆	*Ceratium balechii*	CBMV-¡	BAMAZ	F/2+Se	20±3
•⋆	*Cochlodinium polikrikoides*	CPPV-1	BAPAZ	GSe	20±3
•⋆	*Coolia monotis*	CMHV-1	CUBA	F/2+Se	25±3
⋆	*Gymnodinium catenatum*	GCCV-11	BACO	GSe	20±3
Δ•⋆	*G. catenatum*	GCMV-2	BAMAZ	GSe	20±3
•	*G. onyaulax spinifera*	GSCQ-1		GSe	20±3
•⋆	*Lingulodinium polyedrum*	LPCQ-1	BACO	GSe	20±3
⋆	*Prorocentrum rhathymum*	PXPV-1	BAPAZ	GSe	20±3
Δ⋆	*P. rhathymum*	PXHV-1	CUBA	F/2+Se	20±3
Δ⋆	*P. minimum*	PIPV-1	BAPAZ	GSe	20±3
Δ	*P. belizeanum*	PBHV-1	CUBA	F/2+Se	25±3
Δ	*P. maculosum*	PMHV-1	CUBA	F/2+Se	25±3
Δ	*P. lima*	PLHV-1	CUBA	GSe	20±3
⋆	*Protoceratium reticulatum*	PRPV-1	BAPAZ	GSe	20±3

Δ = Especies empleadas para la amplificación del fragmento 18S V4; • = especies empleadas para la amplificación del fragmento 28S LSU D2; ⋆ = especies empleadas para la amplificación del fragmento 28S LSU D7. Todos los cultivos con 28 días de mantenimiento y 12 ciclos luz:obscuridad. Fuente: (http://www.cibnor.gob.mx/eplant1.php?pagID=colecciones/codimar/codimar).

Detección especie-específica

Diseño de sondas de hibridación. Se amplificaron regiones específicas del ADNr (SSU, ITS 1 y 2, 5.8S, y LSU) para las especies presentadas en la Tabla 2 (Herrera, 2008), con la finalidad de obtener las secuencias necesarias y obtener un adecuado diseño de cebadores, aplicables en las metodologías de WCH-FISH para *Prorocentrum rathymum, P. maculosum y P. belizeanum*. El diseño de las sondas se llevó a cabo utilizando el programa ARB (Ludwig *et. al.,* 2004). La especificidad de estas sondas fue probada utilizando el formato de microarreglo (proyecto internacional MIDTAL, http://www.midtal.com).

Hibridación Fluorescente in situ (FISH). Se llevaron a cabo pruebas preliminares para estandarizar el manejo del método de FISH, utilizando la metodología descrita por Töbe *et. al.* (2010). Las especies incluidas en este análisis pertenecen a los géneros *Prorocentrum* y *Heterosigma* y forman parte de la colección de dinoflagelados marinos (Tabla 2) del Marine Biological Association (MBA). Las sondas utilizadas se presentan fueron DinoB (5'-CCTCAAACTTCCTTGCHTTA-3') y Crypto B (5'-ACGGCCCCAACTGTCCCT-3') (Marca Fluorescente 5'FITC).

Tabla 2. Listado de especies y condiciones de cultivo de las cepas depositadas en MBA.

Especie	Clave	Medio de cultivo	Temperatura	Ciclos luz: obscuridad	Días de mantenimiento
P. minimum	714	F/2+Se	20±3	12	28
P. minimum	698	F/2+Se	20±3	12	28
P. lima	558	F/2+Se	25±3	12	28
P. lima	558C	F/2+Se	20±3	12	28
P. micans	97B	F/2+Se	25±3	12	28
H. akashiwo	669	F/2+Se	20±3	12	28

Análisis de perfil de disociación (High Resolution Melt-HRM-). El análisis de HRM se llevó a cabo utilizando la metodología descrita por Al-Kandari *et al.* (2010). Se amplificaron las mismas regiones hipervariables (V4 SSU y D2 LSU) utilizadas en la técnica CE-SSCP.

Resultados y discusión

Análisis de comunidades

CE-SSCP. El principio teórico de la metodología de SSCP, es que una alteración en la secuencia nucleotídica, incluso el cambio de una sola base, puede afectar el plegamiento de la cadena sencilla de ADN (ssADN), influenciando su conformación nativa y este cambio es detectable como un cambio en la movilidad electroforética (Wu *et. al.*, 2009). Nuestro objetivo fue desarrollar un estudio preliminar para evaluar la eficiencia de CE-SSCP para resolver e identificar varias especies de dinoflagelados comúnmente presentes en costas mexicanas. Con base en la tasa de evolución del ADN ribosomal (ADNr), se seleccionaron tres

regiones altamente variables de genes ribosomales para su evaluación mediante CE-SSCP, utilizando el ADN genómico extraído de cultivos puros. Se probaron tres diferentes regiones del ADNr: la región V4 del gen ARNr 18S (SSU) y los dominios D2 y D7 del gen ARNr 28S (LSU). Debido a la alta variabilidad en la composición de las secuencias de nucleótidos de las regiones V4 18S y 28S D2, esperábamos encontrar un cambio drástico en el patrón de migración entre las diferentes especies, sin embargo, bajo las condiciones utilizadas para el CE-SSCP en este trabajo, no fue posible. Para la región V4, encontramos un complejo patrón de picos y dado que las muestras ambientales suelen ser complejas, esta región no es apta para ser utilizada (Figura 1A).

En el caso de la región D2, el patrón obtenido no permiten distinguir entre las 7 especies, sólo *Gymnodinium catenatum* (GCMV-2) se resolvió de manera eficiente. Aun cuando existen antecedentes de estudios sobre la alta variabilidad de la LSU en el dominio D2, se obtuvo de baja resolución con las especies estudiadas (Figura 1B). Con respecto a la región D7, el electroferograma de los amplicones (Figura 2) muestra un patrón en el cual todas las especies se distinguen fácilmente. Incluso, en el caso de *P. rhathymum* (cepas PXHV-1 y PXPV) no se revelaron diferencias entre cepas, ya que la especie fue reconocida como un mismo pico, mientras que en el caso de *G. catenatum* (cepas GCMV-2 y GCCV-11) la presencia de múltiples picos se observó para ambas cepas (conservando el mismo patrón de picos), aun cuando las condiciones de amplificación fueron optimizadas (datos no mostrados). La eficiencia de resolución obtenida para los 3 fragmentos analizados en este estudio, pueden atribuirse a la influencia de los parámetros que afectan los resultados de CE-SSCP (Ren, 2000; Kourkine *et. al*., 2002).

Estos parámetros son: 1) el tamaño y composición de la secuencia del ADN, 2) la composición del tampón y el pH, 3) las matrices de separación del ADN y finalmente, 4) la temperatura. En lo que respecta al tamaño y composición de la secuencia del ADN, es definitivamente más fácil detectar mutaciones en algunas regiones del gen que en otras, debido a los efectos de la secuencia de ADN sobre el plegamiento de la cadena. Varias investigaciones han concluido que en la medida que aumenta la longitud de los fragmentos de ADN, disminuye la sensibilidad de detección de mutaciones mediante CE-SSCP (Ren, 2002). Un fragmento de

150-250 pares de bases (pb) es conveniente porque los riesgos de errores producidos por la PCR vinculados con el tamaño de amplificación se reducen, además, se reduce el impacto de los inhibidores y los errores de síntesis de la ADN polimerasa (Zinger *et. al.*, 2007). Con los cebadores utilizados, se generaron productos de PCR de 350 (V4), 400 (D2) y 198 (pb) (D7) respectivamente, siendo el fragmento más pequeño (D7) el que proporcionó mayor eficiencia de resolución, suficiente para distinguir 12 diferentes especies de dinoflagelados, mientras que los fragmentos V4 y D2 mostraron baja resolución.

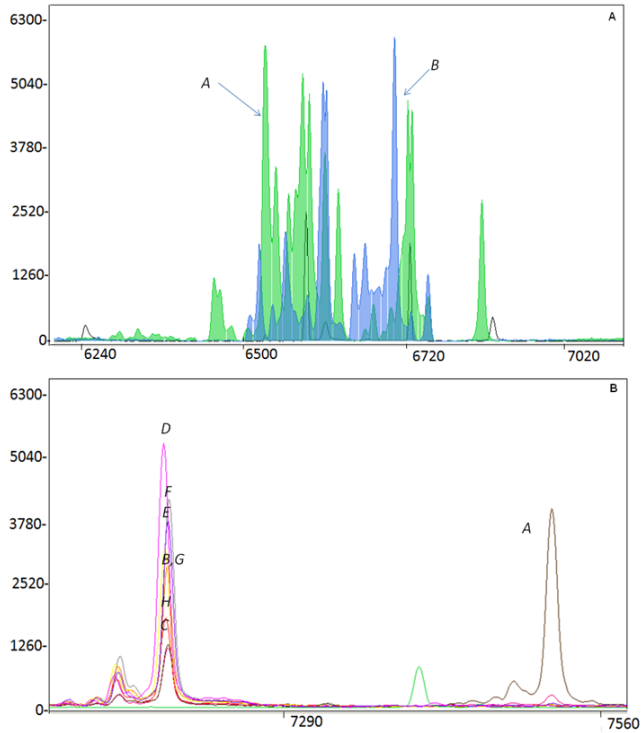

Figura 1. A = Análisis de CE-SSCP del fragmento de 350 pb del V4SSU para las especies *A. sanguinea* (pico A) y G. catenatum (pico B). El tiempo de migración (eje de las X) y la intensidad de fluorescencia (eje de las Y) se indican en tiempo y unidades relativas de fluorescencia, respectivamente. B = Perfil de separación CE-SSCP de productos de PCR de 400 pb del dominio D2 LSU en matriz polímero convencional (POP-CAP). Pico A - *G. catenatum* (GCMV-2), Pico B - *A. sanguinea* (ASPV-1), Pico C - *C. monotis* (CMHV-1), Pico D - *A. margaleffi* (AMCQ-1), Pico E - *L. polyedrum* (LPCQ-1), Pico F - *C. polykrikoides* (CPPV-1), Pico G - *C. balechi* (CBMV-1) y Pico H - *G. spinifera* (GSCQ-1). Tiempo de migración (eje de las X) e intensidad de la señal de fluorescencia (eje de las Y) se indica en unidades de tiempo y unidades relativas de fluorescencia, respectivamente.

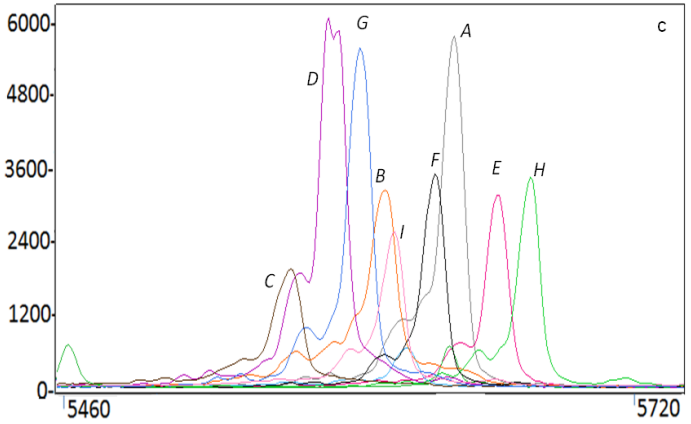

Figura 2. Perfil de separación de productos de PCR de 198 pb del dominio D7LSU en matriz polímero convencional (POP-CAP). A = *A. margaleffi* (AMCQ-1); B = *A. sanguinea* (ASPV-1); C = *C. balechii* (CBMV-1); D = *C. polikrikoides* (CPPV-1); E = *C. monotis* (CMHV-1); F = *P. minimum* (PIPV-1); G = *P. rhathymum* (PXHV-1); H = *P. reticulatum* (PRPV-1) e I = *L. polyedrum* (LPCQ-1). Tiempo de migración (eje de las X) e intensidad de la señal de fluorescencia (eje de las Y) se indica en unidades de tiempo y unidades relativas de fluorescencia, respectivamente.

El contenido de GC de la secuencia de ADN también parece tener algún impacto en la facilidad de detección de mutaciones por CE-SSCP. Nataraj *et. al.* (1999) reportaron que hay mayor sensibilidad de detección de mutaciones en fragmentos con alto contenido de GC (60%) que en los fragmentos con una proporción menor (GC 40%), bajo las mismas condiciones del análisis. Probablemente, el mayor número de pares de bases GC proporciona conformaciones más estables, debido a la existencia de tres enlaces de hidrógeno por cada par de bases. Los fragmentos analizados presentaron un contenido de GC de 49.2% para D7 y 43.4% para el D2. Si consideramos que en un fragmento de 200 pb con una composición de 50% GC, la estabilidad de dicha secuencia será mayor, debido a que se requiere más energía para desestabilizar la conformación adquirida.

Conclusión y recomendaciones para CE-SSCP. 1) Bajo las condiciones empleadas en este estudio, hemos conseguido un resultado exitoso de CE-SSCP para resolver 12 especies de dinoflagelados, utilizando como marcador molecular a la región D7. Sin embargo, el perfil de separación de *G. catenatum* (en las condiciones

experimentales) mostró múltiples picos; 2) La resolución de CE-SSCP podrá proporcionar una rápida visión general de la composición de la comunidad de dinoflagelados tóxicos y nocivos en las muestras ambientales. En este contexto, podríamos estimar la abundancia relativa de un grupo objetivo y su incremento acelerado, obteniendo una señal de alerta casi en tiempo real y 3) Tras su adecuada estandarización y validación, la técnica CE-SSCP puede mejorar las actividades de monitoreo en los países con limitados recursos financieros y técnicos como el nuestro, en particular, para el análisis de las especies de dinoflagelados tóxicos y nocivos.

Identificación especie-específica

Diseño de sondas de hibridación. Las sondas moleculares son fragmentos de ADN producidos sintéticamente, que se unen selectivamente (hibridan) a secuencias específicas complementarias del ADN o del ARN de un organismo en particular (especie) o un grupo de especies (Anderson, 1995). En la Tabla 3 se muestran las características generales de las sondas oligo nucleotídicas diseñadas con el software ARB, función Probe Design. Una vez que las sondas se diseñaron, se consideró el número de *disparidades (mismatches)* con secuencias no flanqueantes, así como su posición, al centro o en los extremos de la sonda. La especificidad teórica de la sonda fue obtenida utilizando la función Match Function y se probó *in vitro* utilizando el formato de microarreglo del proyecto de la unión Europea "MIDTAL Project".

Pruebas de especificidad de las sondas diseñadas utilizando el formato de Microarreglo. Un microarreglo es un conjunto ordenado de genes en una pequeña superficie (10,000 muestras por cm^2). Los microarreglos de ADN son una nueva herramienta de la biología molecular y las ciencias genómicas (Ramírez *et al.,* 2003). Esta tecnología fue desarrollada por Brown & Botstein (1999) para explorar los genomas de manera sistemática y comprensiva. El poder y universalidad de herramientas como los microarreglos, deriva de su exquisita especificidad y la afinidad del apareamiento de bases complementarias. En el 2008, el grupo internacional liderado por la Dr. Linda Medlin, puso en marcha el

proyecto MIDTAL (*MIcroarray for the Detection on Toxic Algae*), el cual consiste en producir un microarreglo universal para detectar microalgas tóxicas y sus toxinas, a partir de extractos de microalgas de muestras naturales (Medlin, 2009).

Tabla 3. Sondas de hibridación diseñadas para el grupo de Prorocentrales.

Especie objetivo	Nombre y región	Secuencia
Prorocentrales bentónicos	Proro FBS01 SSU	5'-GAUGCCCAGAUCAAGCCAGAUGCUC-3'
	Proro FBS02 SSU	5'-CCAACUAUCCCCAUUGACCAUUACC-3'
P. maculosum *P. belizeanum*	P. macu S01 SSU	5'-AUUUAUCGCCAGCGGACGCCAUACG-3'
P. maculosum	P. macu D01 LSU	5'-UUCCCCGUUCAUUCGCGCAUUACUG-3'
	P. macu D02 LSU	5'-UGGUGCCCUUUAUCCAAGAGGCCCGCACCUGC-3'
P. belizeanum	P. beli S01 SSU	5'-GAGAGCUGCAGAGUUGAA-3'
Prorocentrales planctónicos	Proro FPS01 SSU	5'- UUCAAGGCGUAAGCCUGCUUGAAAC-3'
P. rathymum	P. rath D01 LSU	5'-GACAAGAAGCGCUGCAACCAGACAC-3'
	P. rath D02 LSU	5'-UGUGUCAGGGAAACGCCCAGUCACC-3'

En el caso de la detección de especies toxicas formadoras de FAN, se utilizan sondas de hibridación que ya han sido probadas en formato FISH; esta sondas fueron adaptadas al formato de microarreglo para probar su especificidad. El microarreglo MIDTAL está compuesto por más de 100 sondas específicas para más de 30 especies de microalgas tóxicas (Chen *et al.,* 2010). Para determinar la especificidad de las sondas diseñadas en este trabajo (Tabla 3), estas se imprimieron manualmente el microarreglo "MIDTAL Project" primera versión. De manera general, se puede destacar que después de una serie de lavados para mejorar la especificidad de las sondas (45-60°C), no se observó reconocimiento específico ya que las sondas P. macu S01, P. macu D01, y P. beli S01 hibridaron con ARN de *Prorocentrum lima* (Figura 3, líneas 3, 4 y 6). Por ello, se recomienda diseñar nuevas sondas para *P. maculosum* y *P. belizeanum*.

Con respecto a las sonda para Prorocentrales planctónicos (Proro FPS01, Figura 3 línea 7) así como aquellas para *P. rathymum* (P. rath D01 y P. rath D02, Figura 3, líneas 8 y 9), es necesario probar su especificidad utilizando ARN de algún *Prorocentrum* planctónico, como podría ser *P. rathymum* y/o *P. minimum*. Cabe mencionar que la sonda "Prorocentrales bentónicos" (FB02) fue incluida en la nueva versión del microarreglo MIDTAL 3.0. El monitoreo utilizando este método permitirá analizar un mayor número de muestras en un menor periodo de tiempo con una gran exactitud, sin la necesidad de contar con personal altamente entrenado en taxonomía. Además ofrecerá un análisis cercano a lo que ocurre en tiempo real en los ecosistemas, permitiendo así tener un mejor conocimiento de la ecología de las especies FAN y proveerá de un sistema efectivo de alerta temprana (Medlin, 2009).

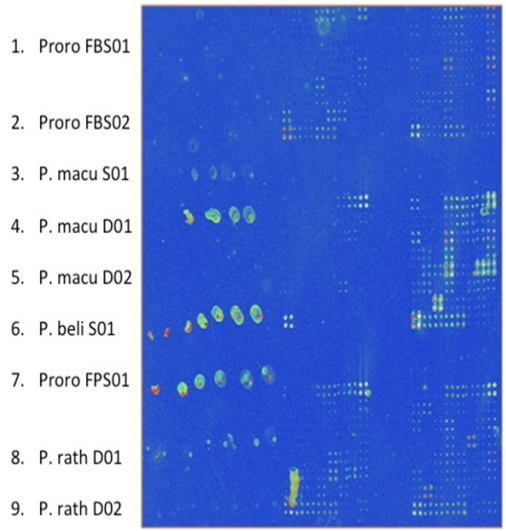

Figura 3. Imagen del lector de microarreglo de pruebas de especificidad de sondas para Prorocentrales bentónicos y Prorocentrales planctónicos. Las sondas fueron impresas manualmente en el microarreglo en el siguiente orden: 1 = Proro FBS01; 2 = Proro FBS02; 3 = P. macu S01; 4 = P. macu D01; 5 = P. macu D02; 6 = P. beli S01; 7 = Proro FPS01; 8 = P. rath D01 y 9 = P. rath D02.

Conclusiones y recomendaciones para sondas de hibridación. 1) La sonda para los Prorocentrales bentónicos presentó la suficiente especificidad para ser incorporada en la versión 3.0 del microarreglo MIDTAL; 2) Es necesario obtener las secuencias completas de la SSU para el diseño de nuevas sondas, probarse en formato de microarreglo y continuar con las pruebas de FISH y 3) Se llevarán a cabo el análisis de especies formadoras de FAN, utilizando la última versión del microarreglo y muestras naturales en las costas de Baja California Sur, principalmente de la Bahía de la Paz.

Hibridación fluorescente in situ de células completas (WCH-FISH). La metodología propuesta para llevar a cabo la identificación especie-específica es la WCH-FISH (Whole Cell Hybridization-Fluorescence *in situ* Hybridization). En esta técnica, la sonda penetra en la célula y se une selectivamente a la secuencia blanco; se lava el exceso de la sonda y el complejo que se forma se detecta por microscopía de fluorescencia. En formatos de WCH se han usado sondas dirigidas a fragmentos específicos del LSU-ARNr para identificar y enumerar especies de los géneros *Alexandrium* y *Pseudo-nitzschia*, obtenidos tanto de cultivos puros como de poblaciones naturales (Scholin *et. al.,* 1994; Miller & Scholin, 1998; Scholin *et. al*., 1997, 1999). Una de las ventajas que presenta el método de WCH-FISH es que las sondas utilizadas pueden adaptarse y usarse en microarreglos, consiguiendo así ser una excelente opción para llevar a cabo un eficiente programa de monitoreo (Medlin, 2009). En este trabajo, se realizó una estancia para la estandarización de la técnica de hibridación fluorescente *in situ*, en la que se probaron dos sondas Clase-específico *vs.* tres cepas pertenecientes al grupo de los Prorocentrales, con la finalidad de determinar su especificidad; los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Especificidad de las sondas DinoB y Crypto B por FISH.

Especie	**Cepa**	**Inespecificidad**	
		DinoB	CryptoB
P. minimum	714	+	+
P. minimum	698	+	+
P. lima	558	+	+
P. lima	558C	+	+
P. micans	97B	+	+
Heterosigma akashiwo	669	+	+

En la Figura 4 se presentan los resultados obtenidos con microscopia confocal para *P. lima* (cepa 558) *vs* las sondas Dino B y Crypto B. En estas imágenes se puede apreciar la autofluorescencia de las muestras (4A), la detección de las sondas de hibridación (4B), y la imagen compuesta por la autofluorescencia de la muestra más la señal de la sonda de hibridación (4C), así como los resultados obtenidos de la hibridación de la sonda DinoB *vs* la cepa 669, correspondiente a la prueba de especificidad. Se puede observar que la autofluorescencia o fluorescencia primaria de las muestras es elevada (dada por la presencia de pigmentos tales como la clorofila); para disminuir este efecto se probó un mayor tiempo en la etapa de fijación de las muestras. La autofluorescencia de las muestras no disminuyó totalmente, sin embargo, se obtuvieron mejores resultados consistentes con el decremento de la autofluorescencia propia de las muestras cuando el periodo de fijación de las muestras se prolongo (resultados no presentados). Además, para mejorar la especificidad de la sonda Crypto B, se incrementó 5°C la temperatura de hibridación, sin embargo, no se logró mejorar la especificidad de la sonda (resultados no presentados).

Conclusión y recomendaciones para FISH. 1) Las temperaturas de hibridación y lavado deben adecuarse a cada sonda que se diseñe, ya que no se puede predecir totalmente el comportamiento de las mismas y 2) El uso de microscopia confocal permitió identificar la autofluorescencia de las muestras, siendo este uno de los parámetros más importantes a considerar para mejorar la interpretación de los resultados. El entrenamiento en el manejo de esta técnica, en el Marine Biological Association (MBA) comprendida en el periodo de Noviembre-Diciembre 2010, fue llevado a cabo exitosamente, ya que se pudieron detectar puntos clave en la metodología de Hibridación Fluorescente *in situ.*

Análisis de perfil de disociación (High Resolution Melt -HRM-). Bajo la premisa de alta variabilidad de los dominios V4 y D2, estas regiones fueron amplificadas por PCR en tiempo real y sometidas a análisis de disociación utilizando la metodología de HRM. El principio teórico en el que se basa esta metodología, es que la alteración en una secuencia nucleotídica (causada por una mutación) puede afectar la temperatura de disociación de la cadena de ADN, con variaciones de 1 a 2°C, por lo que las diferencias son fácilmente detectadas (Odell *et. al.,* 2005).

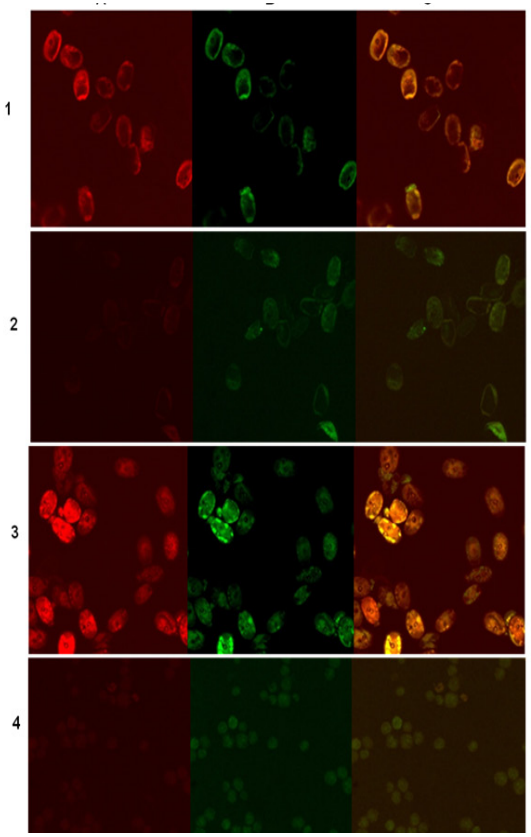

Figura 4. Fotomicrografías de *P. lima* 558 hibridado con Dino B (Fila 1), Crypto B (Fila 2) y sin sonda (Fila 3). *Heterosigma akashiwo* hibridado con Dino B (Fila 4). Las fotografías de la izquierda: autofluorescencia de la muestra, centro: detección de la sonda, y derecha: autofluorescencia + señal de la sonda.

Kubista (2008) propone usar esta técnica en búsqueda de SNP (*Single-Nucleotide Polymorphism)*, mapeo de ADN, búsqueda de mutaciones, análisis de microsatélites, identificación de especies/taxonomía, entre otras. Con referencia a su uso en taxonomía de organismos fitoplanctónicos, esta técnica se ha empleado para identificar y diferenciar algunas especies tóxicas del género *Pseudo-nitzschia*, en muestras ambientales de las costas de Cataluña (Andree *et. al.,* 2011). Al-Kandari *et. al.* (2010) emplearon esta metodología para

determinar si la especie *Karenia mikimotoi* que se encuentra en Europa, es una especie introducida del Océano Pacífico, por otra parte, Granados-Cifuentes & Rodríguez-Lanetty (2010) utilizaron esta metodología para el preciso y rápido genotipado de poblaciones monotípicas de *Symbiodinium spp*.

En este trabajo, nuestro objetivo fue determinar si mediante el uso de la técnica HRM la resolución de los fragmentos V4 SSU y D2 LSU podría incrementarse para resolver e identificar entre varias especies de dinoflagelados. Utilizando oligos universales para eucariontes (V4) se obtuvo un amplicón de 350 pb a partir de ADN genómico extraído de cultivos puros de *P. belizeanum* (PBHV-1), *P. minimum* (PIPV-1), *P. lima* (PLHV-1), *P. maculosum* (PBHV-1) y *P. rathymum* (PXHV-1). En el perfil de disociación (HMR) se observan múltiples picos de fluorescencia, comparable para todas especies (Figura 5A).

Por otro lado, la región variable D2 fue amplificada a partir de ADN genómico de varias especies de dinoflagelados, generando en todos los casos amplicones de 389 pb. En la Tabla 5 y la Figura 5B se presentan las temperaturas de disociación y los perfiles de disociación de cada una de las especies. En este caso, la temperatura de disociación de las 12 especies resultó muy similar, como en el caso particular de *Alexadrium margalefii* (AMCQ-1) y *Akashiwo sanguinea* (ASCQ-1), quienes a pesar de pertenecer a géneros con amplias distancias filogenéticas, presentan una diferencia de disociación de 0.03°C.

Generalmente, los diferentes productos de PCR tienen diferente temperatura de disociación, dependiendo de su relación de GC/AT, tamaño, composición de secuencia y temperatura de corrimiento, entre otros (Ririe *et. al.,* 1996; Talmi-Frank *et. al.,* 2010). Además, se recomienda utilizar fragmentos cortos (entre 100 y 300 pb) debido a que el tamaño del amplicón afecta considerablemente la resolución de esta metodología. Bajo esta premisa, es posible identificar que estas variables son las mismas que afectan la resolución de la metodología CE-SSCP, lo cual refuerza la importancia del tamaño del amplicón en la aplicación de este tipo de herramientas analíticas.

Conclusión y recomendaciones para análisis de perfil de disociación (High Resolution Melt -HRM). 1) Los resultados obtenidos mediante el análisis HRM, para el fragmento V4 SSU y para el D2 LSU son similares a los obtenidos con CE-SSCP; 2) Se recomienda utilizar un fragmento de menor tamaño, como el fragmento D7, para poder comparar los resultados obtenidos con CE-SSCP, así como las secuencias inter-transcritas 1 y 2 (ITS1 e ITS2) y 3) Esta metodología puede ser útil para la discriminación de especies pertenecientes al mismo género, por lo tanto, los trabajos siguientes se enfocaran a la diferenciación de especies del género *Prorocentrum*.

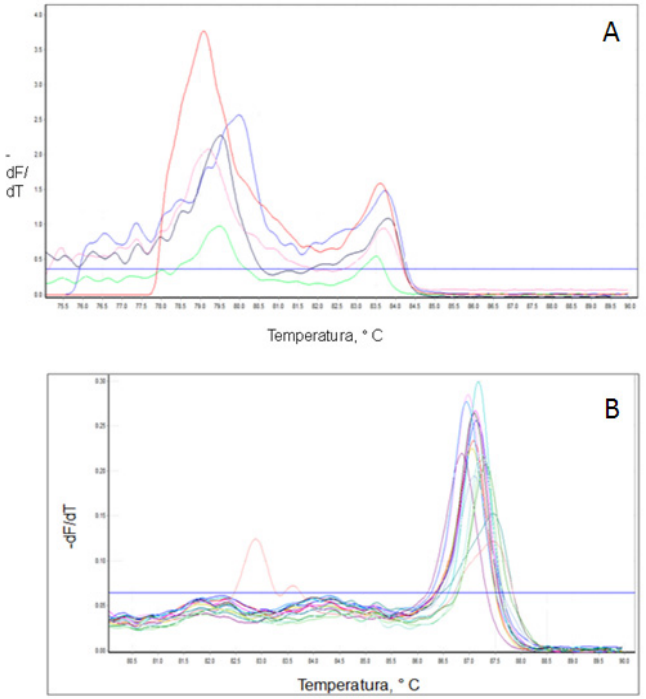

Figura 5. A = Perfil de disociación de HRM del fragmento V4 de *P. belizeanum* (▪PBHV-1), *P. minimum* (▪PIPV-1), *P. lima* (▪PLHV-1), *P. maculosum* (▪PBHV-1) y *P. rhathynum* (▪PXHV-1). B = Perfil de disociación de HRM del fragmento D2 para las especies *A. margalefii* (▪AMCQ-1), *A. sanguinea* (▪ASPV-1), *C. balechii* (▪CBMV-1), *C. polikrikoides* (▪CPPV-1), *C. monotis* (▪CMHV-1 y ▪CMPV-1), *G. catenatum* (▪GCCV-11 y ▪GCMV-2), *G. spinifera* (▪GSCQ-1), *L. polyedrum* (▪LPCQ-1), *P. belizeanum* (▪PBHV-1), *P. minimum*(▪PIPV-1), *P. maculosum* (▪PMHV-1), *P. reticulatum* (▪PRPV-1) y *P. rhathymum* (▪PXHV-1).

Tabla 5. Análisis de disociación HRM del fragmento D2.

Cepa	Color	Temperatura de disociación		
		PICO 1	PICO 2	PICO 3
AMCQ-1		87.08		
ASCQ-1		87.05		
CBMV-1		87.15		
CMHV-1		86.85		
CMPV-1		86.98		
CPPV-1		86.95		
GCCV-11		87.45		
GCMV-2		82.88	83.6	87.45
GSCQ-1		87.32		
LPCQ-1		87.12		
PBHV-1		87.1		
PIPV-1		87.17		
PMHV-1		87.27		
PRPV-1		87.23		
PXHV-1		87.1		

Hasta el momento, nuestra investigación se encuentra en un punto intermedio de desarrollo, ya que las primeras etapas que consideran el desarrollo y/o identificación de las herramientas más útiles y resolutivas (dentro del contexto de su fácil implementación en un país con recursos económicos limitados como el nuestro), de alguna forma han sido alcanzadas y lo que resta por hacer es la optimización de cada una de ellas y su evaluación en muestras de campo, además de mejorar el formato de presentación, en vías de la generación a largo plazo de uno o varios kits para su aplicación en actividades de monitoreo. Los resultados obtenidos son prometedores, ya que la técnica HMR proporciona una resolución similar a la CE-SSCP, sin el requerimiento de un equipo tan complicado y costoso como un secuenciador.

Por otra parte, estamos cada vez más cerca de generar un cambio en la forma de llevar a cabo el monitoreo, en donde los métodos convencionales se complementen con herramientas moleculares que, como se ha visto, ofrecen una gran factibilidad de implementación, análisis simultáneo de un gran número de muestras (de 1 a 96

en una misma corrida), con una inversión de tiempo y esfuerzo menor, además de fácil interpretación de resultados. Esta nueva estrategia permitirá llevar a cabo un análisis más cercano al tiempo real del ecosistema (logrando profundizar en el entendimiento de la ecología de las diferentes especies presentes en eventos FAN) y, finalmente, ofrecerá un sistema de alerta temprana para las costas de BCS, permitiendo la posibilidad de establecer estrategias de mitigación. Además, estos métodos generan información complementaria (secuencias genéticas) las cuales pueden ayudar a generar más conocimiento en torno a la diversidad genética de las especies formadoras de FAN.

Referencias

Al-Kandari, M., D. Schroeder, M. Edward, M. Yallop & P. Hayes. 2010. Is the European *Karenia mikimotoi* an alien? En: *Abstracts 14th International Conference on Harmful Algae*, del 1-5 de Noviembre del 2010. Creta, Grecia.

Alonso, R.R & J.L Ochoa. 2004. Hydrology of winter–spring "red tides" in Bahía de Mazatlán Sinaloa, México. *Harmful Algae*, 3: 163–171.

Andersen, P., H. Enevoldsen & D.M. Anderson. 2003. Harmful algal monitoring program and action plan, 627–648. En: Hallegraeff, G.M., D.M Anderson & A.D. Cembella (Eds.) *Manual on Harmful Marine Microalgae*. UNESCO, París.

Anderson, D.M. 1995. Identification of harmful algal species using molecular probes: an emerging perspective, 103–112. En: Lassus, P., G. Arzul, E. Erard, P. Gentian & C. Marcaillou (Eds.) *Harmful Marine Algal Bloom*. Lavoisier Intercept, París.

Andree, K., M. Fernández-Tejedor, L.M. Elandaloussi, S. Quijano-Scheggia, N. Sampedro, E. Garcés, J. Camp & J. Diogène. 2011. Quantitative PCR coupled with melt curve analysis for detection of selected *Pseudo-nitzschia* spp. (Bacillariophyceae) from the Northwest Mediterranean Sea. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77: 1651–1659.

Asai, R, K. Nakanishi, C. Nakamura, K. Ikebukuro, J. Miyake & I. Karube. 2003. A polymerase chain reaction-based ribosomal DNA detection technique using a surface plasmon resonance detector for a red tide causing microalga,

Alexandrium affine. Phycol. Res., 51: 118–125.

Brown, P.O & D. Botstein. 1999. Exploring the new world of the genome with DNA microarrays. *Nat. Genet.*, 21: 33–37.

Chen, J., L.K. Medlin, W. Kooistra, E. Graneli, B. Reguera, R. Raine, B. Edvarsen, J. Lewis, C. Elliot, Y. Pazos & L. Maranda. 2010. MIDTAL: WP1 & WP2: Enhancement of microarray hybridization signal for the detection of multi-species of toxic algae. En: *Abstracts 14th International Conference on Harmful Algae*, del 1-5 de Noviembre del 2010, Creta.

Delbes, C., R. Moletta & J.J Gordon. 2000. Monitoring of activity dynamics of an anaerobic digester bacterial community using 16S rRNA polymerase chain reaction-single strand conformation polymorphism analysis. *Environ. Microbiol.*, 2(5): 506–515.

Elwood, H., G. Olsen & M. Sogin. 1985. The small-subunit ribosomal RNA gene sequences from the hypotrichous ciliates *Oxytricha iwwz* and *Stylonychia pustulata*. *Mol. Biol. Evol.*, 2(5): 399–410.

Ghiglione, J.F., M. Larcher & P. Lebaron. 2005. Spatial and temporal scales of variation in bacterioplankton community structure in the NW Mediterranean Sea. *Aquatic Microb. Ecol.*, 40: 229–240.

Granados-Cifuentes, C. & M. Rodriguez-Lanetty.2010. The use of high-resolution melting analysis for genotyping *Symbiodinium* strains: a sensitive and fast approach. *Mol. Ecol. Resour.*, DOI:10.1111/j.1755-0998.2010.02933.x.

Hallegraeff, G.M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycol.*, 32: 79–99.

Herrera, A. 2008. *Diseño de métodos moleculares para el análisis de fitoplancton tóxico y nocivo*. Tesis de maestría. CIBNOR, La Paz, 122 p.

John, U., A. Cembella, C. Hummert, M. Elbrächter, R. Groben & L.K. Medlin. 2003. Discrimination of the toxigenic dinoflagellates *Alexandrium tamarense* and *A. ostenfeldii* in co-occurring natural populations from Scottish coastal waters. *Eur. J. Phycol.*, 38: 25–40.

Kourkine, I.V., C.N. Hestekin & A.E. Barron. 2002. Technical challenges in applying capillary electrophoresis-single strand conformation polymorphism for routine genetic analysis. *Electrophoresis*, 23: 1375–1385.

Kubista, M. 2008. Emerging real-time PCR applications. *Drug Discovery World*, 9: 57–66.

Ludwig, W., O. Strunk, R. Westram, L. Richter, L. Meier, H. Yadhukumar, A. Buchner, S. Steppi, G. Jobb, W. Forster, I. Brettske, S. Gerber, A.W. Ginhart, O. Gross, S. Grumann, S. Hermann, R. Jost, A. Konig, T. Liss, R. Lussmann, M. May, B. Nonhoff, B. Reaichel, R. Strehlow, A. Stamatakis, N. Stuckmann, A. Vilbig, M. Lenke, T. Ludwig, A. Bode & K.H. Schleifer. 2004. ARB: a software environment for sequence data. *Nucl. Acids Res*., 32: 1363–1371.

Medlin, L.K. 2009. MIDTAL microarrays for the detection of toxic algae EU-FP7-PROJECT. *Harmful Algae News*, 39: 10–11.

Miller, P. & C.A Scholin. 1998. Identification and enumeration of cultured and wild *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophycae) using species- specific LSU rRNA-targeted fluorescent probes and filter-based whole cell hybridization. *J. Phycol.,* 34: 371–382.

Nataraj, A., I. Olivos-Glander, N. Kusukawa & W. Highsmith. 1999. Single-strand conformation polymorphism and heteroduplex analysis for gel-based mutation detection. *J. Electrophoresis*, 20: 1177–1185.

Odell, I., J. Cloud, M. Seipp & C. Wittwer. 2005. Rapid Species Identification Within the *Mycobacterium* chelonae–abscessus Group by High-Resolution Melting Analysis of hsp65 PCR Products. *Microbiology and Infectious Disease,* DOI: 10.1309/WDR082X9FFJBQQGB.

Ramírez, J., L. Chávez, J.L. Santillán & S. Guzmán. 2003. En: *Mensaje Bioquímico*, Vol XXVII. Fac. Medicina, UNAM, México, D.F. (http://bq.unam.mx/mensajebioquimico)

Ren, J. 2000. High-throughput single-strand conformation polymorphism analysis by capillary electrophoresis. *J. Chromatogra*., 741: 115–128.

Ririe, K.M., R.P. Rasmussen & C.T. Wittwer. 1996. Product differentiation by analysis of DNA melting curves during polymerase chain reaction. *Anal. Bioch.*, 245(2): 154–160.

Sar, E.A., M.E. Ferrario & B. Reguera. 2002. *Floraciones Algales Nocivas en El Cono Sur Americano*. Instituto. Español de Oceanografía, Madrid, 311 p.

Scholin, C., M. Herzog, M. Sogin & D. Anderson D. 1994. Identification of group- and strain-specific genetic markers for globally distributed *Alexandrium* (Dinophyceae) II. Sequence analysis of a fragment of the LSU rRNA gene. *J. Phycol*., 30: 999–101.

Scholin, C., P. Miller, K. Buck, F. Chavez, P. Harris, P. Haydock, J. Hoeard, & G

Cangelosi. 1997. Detection and quantification of *Pseudo-nitzchia australis* in cultured and natural populations using LSU rRNA-targeted probes. *Limnol. Oceanogr*., 4265: 1265–1272.

Scholin, C., R. Marin III & P. Miller. 1999. DNA probes and receptor-binding assay for detection of *Pseudo-nitzchia* (Bacillariophytaceae) species and domoic acid activity in cultured and natural samples. *J. Phycol.,* 35: 1356–1367.

Smith, J.C., P. Odense, R. Angus, S.S. Bates, C.J. Bird, P. Cormier, A.S.W. de Freitas, C. Leger, D. O'Neil, K. Pauley & J. Worms. 1990. Variation of domoic acid levels in *Nitzschia* species: implications for monitoring programs. *Bull. Aqua. Assoc. Canada*, 90: 27–31.

Stoeck, T., A. Zuendorf, H. Breiner & A. Behnke. 2007. A molecular approach to identify active microbes in environmental eukaryote clone libraries. *Microb. Ecol.*, 53: 328–339.

Suárez, B. & L. Guzmán. 1998. *Mareas Rojas y Toxinas Marinas*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, 56 p.

Talmi-Frank, D., A. Nasereddin, L.F. Schnur, G. Schönian, S.O. Töz, C.L. Jaffe & G. Baneth. 2010. Detection and identification of old world Leishmania by high resolution melt analysis. *PLoSNegl Trop Dis*., 24: 581.

Töbe, K., D. Tullis, M. Gladstone, D. Anderson & L.K. Medlin. 2010. Detecting intact algal cells with whole cell hybridization assays, 55–66. En: Karlson, B., C. Cusack & E. Bresnan (Eds.) *Microscopic and Molecular Methods for Quantitative Phytoplankton Analysis*. IOC Manuals and Guides, no. 50, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, París.

West, N., I. Oberbisterer, O. Zemb & P. Lebaron. 2008. Major differences of bacterial diversity and activity inside and outside of a natural iron-fertilizes phytoplankton bloom in the Southern Ocean. *Environ. Microbiol*., 10: 738–756.

Wu, Y., Y. Chen, C. Zhu, B. Wang, H. Yang, F. Yuan & B. Xu. 2009. Multiple PCR-capillary electrophoresis-SSCP used to identify food borne pathogens. *Eur. Food Res. Technol.*, 228: 511–518.

Zinger, L., J. Gury, F. Giraud, S. Krivobok, L. Gielly, P. Taberlet, & R.A. Geremia. 2007. Improvements of PCR and CE-SSCP methods in microbial ecology: towards a high-throughput method for microbial diversity studies in soil. *Microb. Ecol*., 54: 203–216.

Capítulo 2

Efecto de *Gymnodinium catenatum* (Graham, 1943) productor de toxinas paralizantes (PSP) sobre la expresión genética del ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793)

Norma García-Lagunas

CIBNOR
Becaria CONACYT 46321

Resumen

El ostión *Crassostrea gigas* es una especie filtro-alimentadora, acumuladora de toxinas PSP, que son neurotoxinas asociadas a microalgas tóxicas producidas durante los Florecimientos Algales Nocivos (FAN) como *Gymnodinium catenatum*. Este estudio describe los efectos de exposición aguda (24 horas) del dinoflagelado sobre ostiones juveniles cultivados (1-3 mm). Los ostiones fueron alimentados con tres concentraciones del dinoflagelado (300=TR1, 3,000=TR2 y 30,000=TR3 cel/mL) y una dieta control de *Isochrysis galbana*. Los efectos de *G. catenatum* en el ostión se determinaron mediante tasas de aclaramiento y análisis de la expresión de los genes TRYP, P21, CHR, EF2, TUB, ACT y r28S. *G. catenatum* produjo estrés fisiológico en el ostión, la tasa de aclaramiento en todos los tratamientos disminuyó significativamente (p = 0.05). Fue detectada sobreexpresión significativa (p = 0.05) en los genes involucrados en la regulación de ácidos nucleicos (P21 y CHR) durante las primeras 6 horas, con mayor sobreexpresión en TR1. El gen EF2 se sobreexpresó significativamente (p = 0.05) en TR3 durante las primeras 6 horas. TRYP fue sobreexpresado (p = 0.05) después de 6 horas en todos los tratamientos, observándose mayor efecto a las 6 horas en TR1 y a las 24 horas en TR2. El ACT se sobreexpresó significativamente las 24 horas en TR1 y TR2, alcanzando el nivel más alto a las 12 horas en ambos tratamientos; el gen TUB se sobreexpresó en TR2 y TR3 (p = 0.05). Esto demuestra que una exposición aguda del ostión a *G. catenatum* induce estrés fisiológico y molecular, modulando la expresión de genes involucrados en varias rutas metabólicas, activando los mecanismos de respuesta a daño celular.

Palabras clave: expresión genética, *Gymnodinium catenatum, Crassostrea gigas*

Effect on gene expression of the Pacific oyster Crassostrea gigas (Thunberg, 1793) exposed to Gymnodinium catenatum (Graham, 1943) paralytic shellfish toxin (PSP) producer

Abstract

Suspension-feeding bivalves, such as oyster Crassostrea gigas, are known to accumulate PSP toxins, which are neurotoxins associated to Harmful Algal Blooms (HABs) species, such as Gymnodinium catenatum. This study describes the effects of an acute exposition to this dinoflagellate on youth oysters farmed (1-3 mm). Oysters were fed with three concentrations of dinoflagellate (300=TR1, 3,000=TR2, and 30,000=TR3 cell/mL) and a control diet of Isochrysis galbana for 24 hours. The effect of G. catenatum in the organisms was observed through clearance rate determination and by gene expression analysis of TRYP, P21, CHR, EF2, TUB, ACT, and r28S. The results showed that G. catenatum affects feeding behavior in oysters: clearance rate decreased significantly (p = 0.05) as a first response to initial contact in all treatments. Overexpression was principally detected in genes involved in the regulation of nucleic acid at 6 hours for P21 and CHR, with higher expression with TR1. However, EF2 gene showed significant overexpression (p = 0.05) only with TR3 during the first six hours. TRYP gene was overexpressed significantly (p = 0.05) after 6 hours in all treatments; it was higher at 6 hours in TR1 and 24 hours in TR2. Cytoskeleton gene ACT was overexpressed at 24 hours in TR1 and TR2, reaching higher expression levels at 12 hours in both treatments. On the other hand, TUB gen was overexpressed in TR2 and TR3. These findings show that an acute exposure of oysters to the dinoflagellate G. catenatum induces both physiological and molecular stress. Through modulation of the gene expressions involved in several metabolic pathways, this dinoflagellate activates the main mechanisms response against cell damage.

Keywords: gene expression, *Gymnodinium catenatum*, *Crassostrea gigas*

Introducción

El ostión japonés *Crassostrea gigas* es una especie económicamente importante, debido a su potencial de rápido crecimiento y a su gran tolerancia a las condiciones ambientales. Es una especie filtro-alimentadora, por lo tanto, puede acumular toxinas marinas como resultado de la ingesta de microalgas tóxicas que se producen durante los episodios de Florecimientos Algales Nocivos (FAN) o mareas rojas (Bricelj & Shumway, 1998). Las toxinas paralizantes de bivalvos o PSP (*Paralytic Shellfish Poisoning*), son la variedad de toxinas más conocidas debido a su alta toxicidad aguda y amplia distribución geográfica (Lehane, 2000). Se trata de neurotoxinas, producidas por diversas especies de dinoflagelados, principalmente de los géneros: *Alexandrium*, *Gymnodinium* y *Pyrodinium* (Bricelj & Shumway, 1998; FAO, 2005). Las toxinas PSP reciben este nombre porque en el humano, al ingerir bivalvos contaminados provocan parálisis muscular y en casos graves la muerte; se unen selectivamente y con mucha afinidad al canal de sodio dependiente del voltaje, bloqueando así la neurotransmisión (Bricelj & Shumway, 1998). Por consiguiente, la fisiología de alimentación de moluscos bivalvos sobre dinoflagelados tóxicos es una de las áreas que ha llegado a ser de mayor investigación en estudios relacionados a eventos FAN. Estudios previos han demostrado que los moluscos bivalvos tienen una respuesta de alimentación variable a algas tóxicas: la tasa de acumulación y depuración de toxinas varía ampliamente según la especie (Blanco *et al*., 2003).

La acumulación también varía dependiendo del tipo de tejido, se ha observado que el 96% de la toxicidad total se encuentra en las vísceras (Mons *et al*., 1998). Las toxinas se pueden biotransformar aumentando en ocasiones su toxicidad para los mamíferos, entre ellos el hombre (Mons *et al*., 1998; Choi *et al*., 2003). En ensayos de laboratorio, se ha demostrado que bivalvos como *C. gigas* alimentados con varias especies de dinoflagelados tóxicos reducen su tasa de filtración, tasa de aclaramiento (Bricelj & Shumway, 1998; Lassus *et al*., 2000), producen pseudoheces (partículas de alimento no digerido envuelto en mucus) (Bardouil *et al*., 1993; Wildish *et al*., 1998; Lassus *et al*., 2000, 2004), incrementan tasa metabólica (Bricelj & Shumway, 1998), presentan desarrollo reproductivo anormal (Haberkorn *et al*., 2010) y cambios en la tasa de consumo

de oxígeno (Li *et al*., 2002). Además, se han encontrado daños a nivel celular, manifestándose inflamación generalizada en los tejidos, principalmente órganos digestivos (Haberkorn *et al*., 2010), desarrollo anormal, inducción de neoplasia y necrosis (Landsberg, 2002). También se ha observado activación del sistema inmune por ciertas microalgas toxicas o contrariamente depresión, inhibiendo la capacidad fagocítica y de adhesión de los hemocitos, modulando de esta forma la función y los componentes inmunes celulares (Hégaret *et al*., 2007).

Por otro lado, los procesos moleculares y rutas metabólicas involucrados en la respuesta celular a toxinas paralizantes aún son desconocidos. Sin embargo, se ha reportado el efecto a nivel bioquímico y molecular de otras ficotoxinas en diferentes organismos. Por ejemplo, cambios en la expresión de genes o proteínas en el sistema nervioso central en ratas y peces debido a la exposición aguda al ácido domoico (toxina producida por diatomeas de los géneros *Nitzschia* y *Pseudo-nitzschia*) afectando la expresión de varios genes involucrados en la transducción de señales y en la regulación de la transcripción (Salierno *et al*., 2006). Lefebvre *et al*. (2009) mencionan que los factores de transcripción son los primeros en responder a una exposición al ácido domoico.

En moluscos, se ha observado variación en la actividad de las enzimas superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT) y glutatión peroxidasa (GPX) en *Nodipecten subnodosus* expuesto a *G. catenatum*; CAT y GPX fueron mayores en glándula digestiva, seguido de manto, branquia y músculo, mientras que la actividad SOD disminuyó en branquia y músculo. También se encontró que la exposición a *G. catenatum* incrementa la actividad de tripsina, α quimotripsina y α galactosidasa (Estrada *et al*., 2007). Haberkorn *et al*. (2010) observaron que una exposición a *Alexandrium minimum* produjo un incremento significativo de especies reactivas de oxígeno (EROs) en *C. gigas* diploides y triploides, siendo mayor en estos últimos. La actividad de la profenol oxidasa también disminuyó significativamente en ambos tipos de organismos. Los problemas sobre el efecto de las mareas rojas no son exclusivos de organismos marinos en su medio natural, también se han reportado casos en granjas de cultivo (como en granjas ostrícolas de las costas de California, Oregón y Washington, en E.U.A.) y en las costas mexicanas de Sonora y Baja California, donde los cultivos alcanzaron mortandades de hasta 90%.

Justificación

En virtud de que las mortandades ocurrieron en zonas de cultivo, es imperativo estudiar el efecto de estas toxinas a nivel fisiológico y molecular, principalmente en juveniles de talla pequeña, debido a que en dicho estadio son más vulnerables ante cualquier tipo de estrés. Por ello, el objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto de la exposición a *G. catenatum*, productor de toxinas paralizantes, sobre la expresión génica en juveniles de ostión del Pacífico *C. gigas,* mediante estudios de exposición aguda y probar estos efectos en tiempo y densidad celular, basados sobre las comparaciones de expresión diferencial de genes, a través de genómica y mejor entendimiento de las vías moleculares afectadas por la presencia de este microorganismo.

Material y métodos

Descripción de las cepas de microalgas utilizadas en los bioensayos

Se utilizaron dos cepas de microalgas de la colección del CIBNOR. *Isochrysis galbana* es una microalga flagelada de color amarillo con 2 flagelos móviles, sin pared celular. Mide entre 6 y 8 µm. Crece a temperaturas entre 16 y 35 °C, salinidades entre 25 y 28 ups e iluminación intermedia 150 µE m^2s^{-1}. Por su alto contenido de ácidos grasos poliinsaturados, en acuacultura, esta especie es muy importante como alimento para las larvas de moluscos bivalvos y de camarón (Bougrier *et al*., 2003).

Gymnodinium catenatum (cepa GCCV-6) es un dinoflagelado desnudo, con formas unicelulares con dos flagelos disimilares; un flagelo nace en una hendidura transversal (sulcus) y otro longitudinal se aloja en una hendidura longitudinal (cingulum). El flagelo transversal es el que provee la mayor fuerza de empuje para el nado de la célula, miden de 34-65 µm de largo por 27-43 µm de ancho, es una especie formadora de cadenas. La cepa GCCV-6 fue aislada de Bahía Concepción, BCS (Band-Schmidt *et al*., 2005). En México, esta especie se distribuye desde el Golfo de California hasta las costas del estado de Oaxaca (Cortés-Altamirano, 1998). Es capaz de producir toxinas paralizantes del tipo C (C1-4), neosaxitoxina

(NEO), gonyautoxinas (GTX1-4), toxinas decarbamoil (dcSTX, dcGTX) (Band-Schmidt *et al*., 2005) y saxitoxina (STX), que es una de las ficotoxinas más peligrosas por su toxicidad (limite máximo permitido 80 µg/100 g de carne de molusco), hidrosolubilidad y termoestabilidad (FAO, 2005).

Cultivo y cosecha del dinoflagelado

Para cultivar *G. catenatum* se utilizó el medio de cultivo f/2 + Se (Guillard & Ryther, 1975), preparado con agua de mar (35 ups) filtrada con membranas de 0.45 µm y esterilizada en autoclave (121°C, 15 lb, 20 min). La microalga se propago en cultivos estáticos de 1,000 mL en matraces Fernbach de 2.8 L. Los cultivos se mantuvieron en el Cepario del CIBNOR, en cámaras adaptadas con lámparas de luz blanca (irradiación de 150 µE m^2s^{-1}), con ciclos de luz y oscuridad 12:12 h, a una temperatura de 22 ± 1°C. Para monitorear la tasa de crecimiento (número de divisiones/día) y la densidad celular de los cultivos a utilizar en los bioensayos, se tomaron (de todos los cultivos) alícuotas de 1.5 mL por triplicado cada 48 horas, desde el día cero (día de inoculación) hasta que los cultivos alcanzaron la fase de muerte (día 26). Las muestras se fijaron con una gota de lugol (I_2, 5%,/KI 10%), realizándose conteos celulares directos al microscopio utilizando una cámara Sedgwick-Rafter. La fórmula para obtener el número de células/mL fue la siguiente:

$$\textit{Número de células/mL= No. células totales x factor de dilución x 10,000} \quad (1)$$

La tasa de crecimiento fue calculada utilizando la siguiente fórmula:

$$\mu = (Log_2 B_n - Log_2 B_o)/(t_n - t_o) \quad (2)$$

donde: *Bo* = concentración celular inicial; *Bn* = concentración celular final; *to* = tiempo inicial; *tn* = tiempo final; Log_2 = logaritmo natural base 2.

Para el reto experimental de exposición de los ostiones, el dinoflagelado fue cosechado en la fase final de crecimiento exponencial (18 días de cultivo). Se prepararon tres mezclas de *I. galbana* y *G. catenatum*, que se utilizaron como dietas para los ostiones para alcanzar la densidad celular deseada los cultivos fueron diluidos o concentrados (según lo requerido). Para el tratamiento con la mayor densidad celular (30,000 cel/mL) varios lotes de cultivo de *G. catenatum* se homogenizaron, se midió el volumen total, se tomaron alícuotas (por triplicado) para el conteo celular, y se cosecharon mediante centrifugación a 800 *x g*,

10 minutos a 20°C. El sobrenadante se desechó y la biomasa sedimentada fue resuspendida en un nuevo volumen de medio de cultivo para alcanzar la densidad celular requerida para el tratamiento.

Bioensayos con juveniles de *C. gigas* (3-5 mm)

Se utilizaron organismos diploides de tallas entre 3-5 mm obtenidos del laboratorio de producción "Acuacultura Robles SPR de RI". Los ostiones se aclimataron en el laboratorio Húmedo de Seguridad Biológica (LHSB, CIBNOR) por un periodo de dos semanas, en recipientes plásticos de 10 L con agua de mar filtrada (0.45µm), con flujo de oxígeno, a 21°C y salinidad controlada (34 ups). La dieta consistió de 7.5 x10^5 cel/mL de *I. galbana* libre de bacterias, obtenida del Laboratorio de Alimento Vivo del CIBNOR.

Para determinar la respuesta, en términos de expresión génica en juveniles de *C. gigas* expuestos a *G. catenatum* tóxico, se llevó acabo un bioensayo de exposición aguda (24 h) a tres diferentes concentraciones del dinoflagelado. Los organismos fueron colocados en frascos de vidrio (100 mL), utilizando ½ de su capacidad y un total de 20 organismos. Bajo estas condiciones, los organismos se aclimataron durante cuatro días con una dieta a base de *I. galbana* (7.5 x10^5 cel/mL) hasta la realización del experimento. Los frascos contaban con un sistema de aireación constante y se mantuvieron a una temperatura de 22 ± 1°C (clima artificial automatizado). Los ostiones fueron expuestos a diferentes densidades celulares para tener una exposición directa al dinoflagelado tóxico; se prepararon tres tratamientos y el control (Tabla 1).

Tabla 1. Diseño de dietas experimentales.

Tratamiento	***I. galbana* (cel/mL)**	***G. catenatum* (cel/mL)**
TR1	7.5 x10^5	300
TR2	7.5 x10^5	3,000
TR3	7.5 x10^5	30,000
TRC (control)	7.5 x10^5	Cero

Las mezclas se prepararon con una proporción 1:1 del volumen de las dos microalgas, en un volumen final de 50 mL; cada tratamiento se evaluó por triplicado y se proporcionó en una sola dosis. Se hicieron observaciones de

sobrevivencia y comportamiento alimenticio, para esto último se midió la tasa de aclaramiento (disminución en la concentración de las microalgas por filtración en 24 hr). Este parámetro (TA, en L/h) se calculó mediante la siguiente ecuación (Coughlan, 1969):

$$TA = Ln\ (N_0/N_t)*M/t \quad (3)$$

donde: N_0 = concentración inicial de la microalga en el medio de crecimiento; N_t = concentración después de 24 horas; M = volumen total que se utilizó en la unidad experimental; t = tiempo después de iniciar el experimento (24 h).

Extracción de ARN total y síntesis de ADN complementario (ADNc)

La extracción del ARN total utilizó la solución AGPC o TRI Reagent. Para determinar la cantidad y calidad del ARN extraído, las muestras se leyeron en un espectrofotómetro-UV Nanodrop 2000® (ThermoScientific). La integridad y pureza del ARN extraído se verificó mediante electroforesis en geles de agarosa al 1% con TBE 1X preparado con agua DEPC. La ausencia de ADN genómico en las muestras de ARN se verificó mediante PCR (*Polymerase Chain Reaction*) directo, utilizando cebadores universales para el gen 28S ribosomal cg28SF, 5'-GCAGGAAAAGAAACTAAC-3'; cg28SR, 5'-CCTCTAAGTGGTTTCAC-3' (Hernández-Saavedra, 2009). Una vez verificada la ausencia de ADN genómico, se realizó la síntesis de ADNc con el kit First-Strand cDNA Synthesis Reaction (Invitrogen®), siguiendo las instrucciones del fabricante. Para la síntesis se utilizaron 5 µl de ARN a una concentración de 100 ng/µL (total 0.5 µg/µL), 500 µg/mL de oligodT y 0.2 µL (200 U) de transcriptasa reversa.

Análisis gen-especifico mediante RT-PCR

Para la amplificación de las regiones específicas de los genes blanco (Tabla 2), en un tubo Eppendorf de 200 µL se colocaron 1µL de ADNc (300 ng) y 10 pmol de cada primer (1 µL del oligonucleótido F y 1 µL del oligonucleótido R). Aparte, se preparó la mezcla de reacción: por cada reacción se adicionaron 5 µL del buffer 10X PCR (Tris-HCl 100 mM pH 8.3; KCl 500 mM; $MgCl_2$ 25 mM; gelatina 0.01%), 1 µL de dNTPs 10 mM, 0.2 µL de Taq polimerasa (5 U/µL) y 39.3 µL de agua destilada estéril. La mezcla se homogeneizó con micropipeta y se agregaron 47 µL de esta mezcla a cada tubo que contenía el ADNc y los oligonucleótidos, para completar un volumen final de 50µL. Los tubos se colocaron en el termociclador

(Corbett Palm Cycler) utilizando las siguientes condiciones de amplificación: desnaturalización inicial 95ºC, 5 min (1 ciclo), desnaturalización 94ºC, 1 min; alineamiento 45ºC, 1 min; extensión 72ºC,1 min (40 ciclos) y un periodo de extensión final a 72ºC por 10 min.

Los productos de PCR (amplicones) se analizaron en geles de agarosa/Synergel® al 1% en buffer TBE 1X. Se cargaron 10µL de cada amplicón más 1µL del colorante azul de bromofenol (previamente mezclados); la electroforesis se desarrolló en cámaras submarinas horizontales (Mini Sub Cell, Bio-Rad®) a 80 V durante 1 h. Los geles fueron fotodocumentados en un sistema UVITEC (UVP®) bajo las siguientes condiciones: foco 2, aumento 25X y brillo 0.400. Los niveles de expresión se determinaron usando el software UVIDOC V. 97, con el que mediante análisis densitométricos (intensidad de la banda) se obtuvieron los datos, reportados en unidades de intensidad relativa, para cada uno de los genes analizados.

Tabla 2. Relación de genes para evaluados en bioensayos de exposición aguda de juveniles de *C. gigas* a *G. catenatum* (productor de toxinas PSP).

Tipo de gen	Gen	Número AC
Regulación de ácidos nucleicos	Regulador proteína p21 (P21)	CB617437
	Cromatina factor 1 P55 subunidad (CHR)	CB617555
	Factor elongación 2 (EF2)	CB617558
Citoesqueleto	Actina, GIA(ACT)	AF026063
	Tubulina (TUB)	CB617442
Regulación proteica	Tripsina (TRYP)	CB617494

Análisis estadístico

Para la tasa de crecimiento de *G. catenatum* se calcularon promedios y desviación estándar de los datos de las densidades celulares, fueron transformados a logaritmo base 2 para obtener las tasas de crecimiento (número de divisiones/día) y el tiempo de duplicación, con base en la fórmula (2). Las diferencias significativas (p = 0.05) entre las tasas de aclaramiento de los tratamientos se calcularon utilizado análisis de varianza del modelo lineal general (ANOVA) de una vía (Statistic 7). Para observar la interacción entre los cuatro tratamientos (*I. galbana* y tres concentraciones de *G. catenatum)* proporcionadas como alimento a *C. gigas* y el tiempo de exposición, se realizaron análisis de varianza de dos vías (Statistic 7) para cada gen, tratamiento y tiempo de exposición, después de probar

las suposiciones de distribución de normalidad de los datos y homogeneidad de varianzas; se hicieron pruebas *a posteriori* para encontrar las diferencias significativas, utilizando la prueba de comparación múltiple de Fisher (LDS); en todos los casos se usó una significancia estadística de $p < 0.05$.

Resultados

Curva de crecimiento de *G. catenatum*

En la (Figura 1A) se muestra la curva de crecimiento obtenida para *G. catenatum* en medio f/2. Las máximas densidades celulares se registraron entre los días 17 y 19 de cultivo; después del día 21 de incubación el cultivo entró en fase de muerte acelerada por lo que el conteo celular disminuyó considerablemente. La tasa de crecimiento (μ, número de divisiones celulares/día) más alta se registró a las 48 h de cultivo (día 2) y disminuyó lentamente al avanzar la edad del cultivo (Figura 1B). De acuerdo a la gráfica, en el día 19 termina la fase exponencial de crecimiento e inicia la fase de muerte celular; prácticamente no existe una fase estacionaria como tal. Estos parámetros fueron importantes para determinar el tiempo de cosecha de las microalgas (estado fisiológico óptimo/mayor rendimiento de biomasa) y de esta forma preparar las mezclas con las densidades apropiadas para los bioensayos.

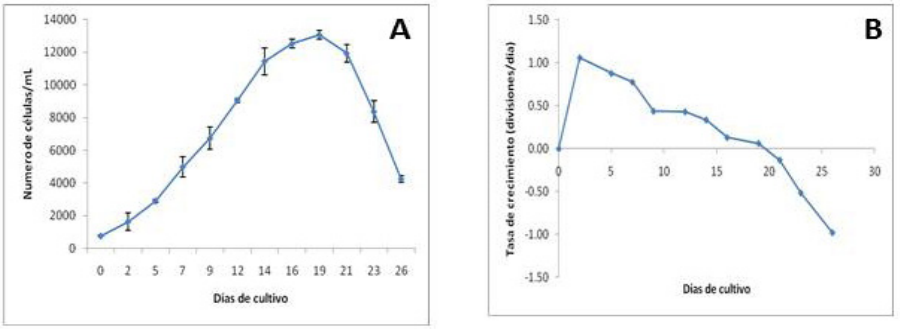

Figura 1. Parámetros de crecimiento de *Gymnodinium catenatum* (en medio f/2 + se, a 22ºC 35 ups y 150 μEm^2s^{-1}). Panel A = curva de crecimiento; panel B = tasa de crecimiento (divisiones/día).

Observaciones generales del bioensayo

En los juveniles de *C. gigas* retados con tres densidades celulares de *G. catenatum*, se observó cierre parcial y total de valvas, producción de pseudoheces y disminución de la capacidad de filtración, reportada como disminución en la tasa de aclaramiento, que fue más notoria en el TR3. No se presentó mortalidad en ninguna de las réplicas de los tratamientos y el control. En los tratamientos (que contenían *G. catenatum*) se observó cierre inmediato de valvas, retracción del manto (porque no se observaron los cilios que lo rodean) y cese de la alimentación al entrar en contacto con las células tóxicas. En los TR1 y 2, después de 3 h de exposición los organismos iniciaron la producción de pseudoheces en cantidades mínimas en el TR1 (Figura 2A) y ligeramente mayor en el TR2 (Figura 2B), este comportamiento continuó aproximadamente hasta las 12 h de exposición. Sin embargo, en el TR3 los organismos permanecieron cerrados por más tiempo (> 3 h) algunos permanecieron de esta forma hasta las 6 h de exposición, la producción de pseudoheces fue mayor en comparación con los TR1 y 2 (Figura 2C) y continuó después de las 12 h. En el tratamiento control (TRC), el comportamiento de los ostiones fue normal, no se observó cese de la alimentación, retracción de manto, ni producción de pseudoheces; a las 8 h de exposición ya habían removido casi todas las microalgas (Figura 2D).

Tasa de aclaramiento

Las tasas de aclaramiento (Figura 3) del ostión *C. gigas* para las dos microalgas varió significativamente ($F = 47$, $p = 0.0002$) en los tres tratamientos. En el TR3 se observó una disminución significativa ($p = 0.05$) de *G. catenatum* (0.24 ± 0.08) debido a que en las unidades experimentales de dicho tratamiento los ostiones no alcanzaron a remover completamente el alimento durante el periodo de observación. Además, se puede observar que aunque la densidad celular de *I. galbana* fue la misma en los tres tratamientos y el tratamiento control, al final del experimento *C. gigas* no alcanzó a remover toda la microalga, en comparación con el TRC donde el valor de la TA fue de 0.96, lo que significa que los organismos removieron casi el 100 % en un periodo de 24 h. Estos resultados demuestran que el ostión ingirió al dinoflagelado y no seleccionó las partículas dependiendo de su tamaño.

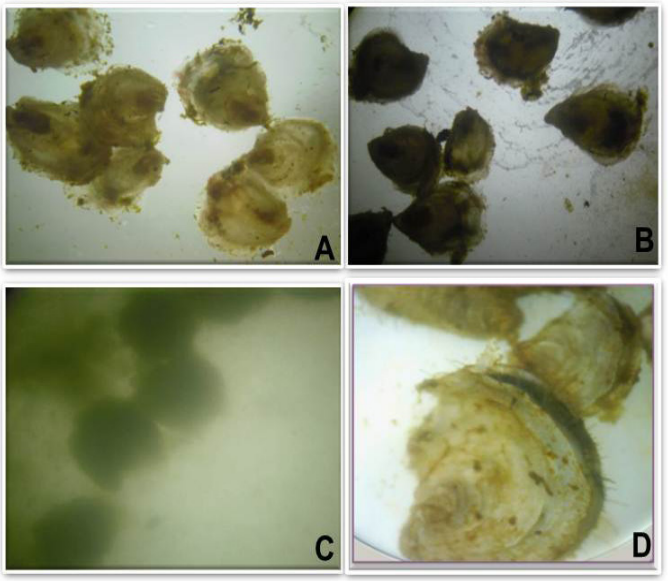

Figura 2. Juveniles de *Crassostrea gigas* alimentados con mezclas de *Isochrysis galbana*/*Gymnodinium catenatum*. A = TR1; B = TR2; C = TR3; D = TR C.

Extracción de ARN total

En la Figura 4 se muestra un gel de agarosa al 1% en TBE 1X (DEPC), donde se observa la calidad e integridad del material genético obtenido. En ninguna de las muestras se observó degradación; la electroforesis del ARN permitió observar el tamaño de las subunidades ribosomales así como sus proporciones relativas. De este modo, considerando que la subunidad ribosomal 28S del ostión tiene una proporción de 2:1.5 con respecto a la subunidad 18S, se considera que el ARN obtenido es de buena calidad. Una vez que se verificó la ausencia de ADN en las muestras de ARN total, se sintetizó el ADN complementario (ADNc); la eficiencia de síntesis fue alta obteniéndose concentraciones entre los 2,300 y 2,500 ng/µL; el ADNc sintetizado se usó para realizar los análisis RT-PCR.

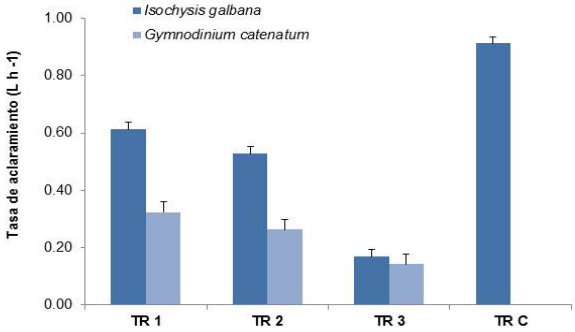

Figura 3. Tasa de aclaramiento de *Crassostrea gigas* al final del experimento (24 h). Tratamientos: TR1 = mezcla de *I. galbana* (7.5 x10^5 cel/mL) y *G. catenatum* (300 cel/mL); TR2 = mezcla de *I. galbana* (7.5 x10^5 cel/mL) y *G. catenatum* (3,000 cel/mL); TR3 = mezcla de *I. galbana* (7.5 x10^5 cel/mL) y *G. catenatum* (30,000 cel/mL); TRC = *I. galbana* 7.5 x10^5 cel/mL (control).

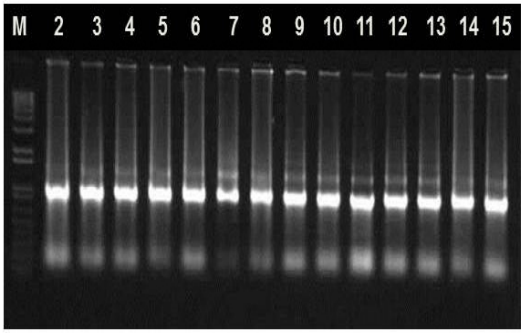

Figura 4. Perfil electroforético en gel de agarosa 1%-TBE de ARN total de muestras del bioensayo de exposición aguda de juveniles de *C. gigas* a *G. catenatum*, en el que se muestra la integridad del material genético extraído. Línea: 1 = marcador de peso molecular (1 Kb Plus Ladder); 2-15 = muestras de ARN total aleatoriamente seleccionadas. Técnica de tinción: Bromuro de Etidio EtBr; condiciones de separación, 80 V, 45 min.

Análisis gen específico mediante RT-PCR

Regulación de ácidos nucleicos. Para los genes relacionados con la regulación de ácidos nucleicos (Figura 5) se puede observar que el gen que codifica para la proteína P21 incrementó sus niveles de expresión desde el inicio del experimento. Con el TR1 se mantiene sobreexpresado durante las 24 h de exposición al dinoflagelado, alcanzando puntos máximos de expresión a la hora 6. Con el TR2 también se mantiene sobreexpresado durante las 24 h de exposición, alcanzando un incremento estadísticamente significativo en la hora 6 (p = 0.05).

Con el TR3, se observó un comportamiento similar al de los otros tratamientos durante las primeras 6 h, con un punto máximo de expresión en este tiempo. Posteriormente, a las 12 h de exposición la expresión decae hasta reprimirse y a las 24 h se observó un repunte hasta alcanzar un nivel de expresión similar al del control.

En el TR1, el gen que codifica la subunidad p55 del factor 1 de ensamblaje de la cromatina (CHR) solo se sobreexpresa entre las primeras 3 y 6 h de exposición, y decae por abajo del nivel de expresión del TRC a las 24 h. Con el TR2 se observó una sobreexpresión durante las primeras horas de exposición con un incremento estadísticamente significativo a las 6 h de exposición ($p = 0.05$). Posteriormente, al igual que con el TR1, la expresión cae por abajo del nivel de expresión del control a las 24 h. Para el TR3, el comportamiento concuerda con los otros tratamientos durante las primeras 6 h de exposición; a las 12 h la expresión cae por abajo del TRC y a las 24 h se observó un repunte hasta alcanzar el nivel de expresión del control.

El nivel de expresión del gen que codifica para el factor de elongación 2 (EF2), se mantuvo igual que el tratamiento control durante las primeras 3 h de exposición en el TR1, posteriormente los niveles de expresión caen significativamente hasta reprimirse siendo más bajos a las 12 h. En el TR2, el nivel de expresión más bajo se observó a la hora 3, posteriormente se observó un ligero incremento hasta alcanzar el nivel del control, y por último a las 24 h se observó un ligero incremento por arriba del control. En el TR3, el comportamiento fue lo opuesto, el gen se mantiene sobreexpresado entre las primeras 3 y 6 h de exposición, a las 12 h el nivel cae significativamente ($p = 0.05$) por abajo del control. Posteriormente, a las 24 h la expresión aumentó hasta llegar al nivel de expresión del control.

Citoesqueleto. En el caso del gen que codifica la actina (ACT), con el TR1 se observó un incremento en la expresión por arriba del control a partir de las 3 h, con un incremento significativo a las 12 h. Con el TR2 la sobreexpresión se registró a partir de las 6 h, también se encontró un incremento estadísticamente significativo a las 12 h. Por otro lado, con el TR3 la expresión del gen se mantuvo reprimida durante las 24 h de exposición, con una disminución significativa

en el nivel de expresión en la hora 24 ($p = 0.05$) (Figura 6). El gen de la tubulina (TUB) presentó mucha variación: con el TR1, alcanzó su punto máximo de sobreexpresión a las 3 h, después a la hora 6 el nivel de expresión disminuyó hasta igualar el del control, a las 12 h nuevamente presentó un ligero repunte por arriba del basal y a las 24 h vuelve a estar en un nivel de expresión igual que el control. Con el TR2, solo se observó una sobreexpresión al inicio y después de las 12 h de exposición, entre las 3 y 6 h de exposición la expresión fue igual que el control. Con el TR3, se observó sobreexpresión desde el inicio del experimento y se mantuvo así hasta el final, el nivel máximo de expresión se registró a las 3 h.

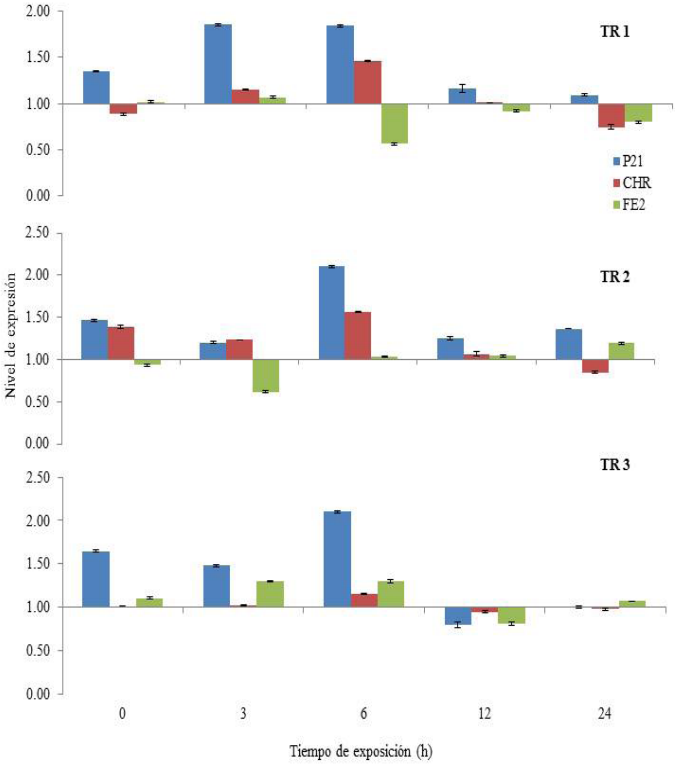

Figura 5. Análisis de expresión de genes relacionados con la regulación de ácidos nucleicos de *C. gigas*, expuesto a tres tratamientos (mezcla *I. galbana* y *G. catenatum*). Notación: Proteína P21 (P21), subunidad p55 del factor de ensamblaje de la cromatina (CHR), Factor de elongación 2 (EF2).

Regulación proteica. En este grupo de genes solo se detectaron transcritos del gen que codifica para la tripsina (TRY) que permanece igual que en el control, en las primeras horas de exposición; se observó una sobreexpresión en todos los tratamientos a partir de las 6 h. Con el TR1 el valor máximo de sobreexpresión se registró a las 6 h y disminuyó significativamente después de las 12 h ($p = 0.05$) sin llegar a los niveles de expresión del TRC. Con el TR2, también se sobreexpresó a partir de las 6 h con un nivel máximo a las 24 h, este mismo comportamiento se observó con el TR3 (Figura 6). Este comportamiento posiblemente se debe al estrés generado en los organismos al estar en contacto con el dinoflagelado.

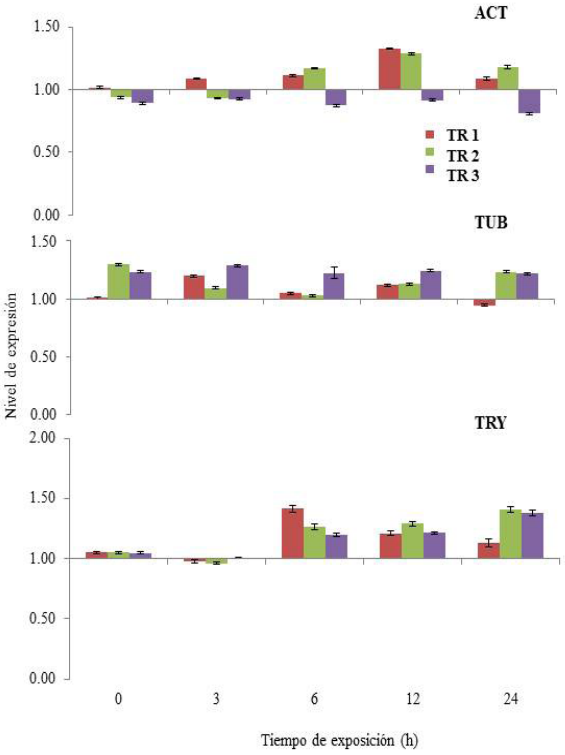

Figura 6. Análisis de expresión de genes relacionados con proteínas del citoesqueleto y de regulación proteica de *C. gigas* expuesto a tres tratamientos (mezcla *I. galbana* y *G. catenatum*). Notación: Actina (ACT), Tubulina (TUB) y Tripsina (TRY).

Gen constitutivo 28S. El gen que codifica el 28S ribosomal fue el que presentó menor variación considerando los tratamientos y los tiempos de exposición, en la mayoría de las condiciones probadas el nivel de expresión se mantuvo igual que el control.

Discusión

Las toxinas PSP pueden acumularse en los tejidos de los moluscos bivalvos a través de los procesos de alimentación, existen varios estudios que se han enfocado a observar el efecto de la ingesta de dinoflagelados productores de dichas toxinas (Shumway, 1991; Wildish *et al.*, 1998, Bougrier *et al.*, 2003; Hégaret *et al.*, 2007), la cinética de acumulación (Laabir *et al.*, 2007), los mecanismos de depuración (Guéguen *et al.*, 2008) y los daños citológicos (Shumway, 1991). En este estudio, *C. gigas* fue expuesto durante un periodo de 24 horas a diferentes densidades de *G. catenatum*, tratando de emular (con sus obvias limitaciones) el escenario al que se enfrentan los organismos en el ambiente marino, durante su primer contacto en un evento de marea roja o FAN. En este sentido, los organismos mostraron señales visibles de estrés fisiológico en los tres tratamientos, que se observó cómo cierre inmediato de valvas, retracción del manto, producción de pseudoheces y disminución de la tasa de aclaramiento. Estos signos comunes de la exposición a dinoflagelados tóxicos se han observado en moluscos bivalvos y han sido reportadas con anterioridad (Bardouil *et al.*, 1993; Blanco *et al.*, 1997; Wildish *et al.*, 1998; Lassus *et al.*, 2000; Bougrier *et al.*, 2003; Laabir *et al.*, 2007), por lo que los resultados obtenidos en este trabajo corroboran esta información.

Por su parte, Laabir *et al.* (2007) reportaron tasas de aclaramiento para *C. gigas* de 0.34 para el dinoflagelado tóxico *Alexandrium catenella* (1,000 cel/mL) y 0.26 para *A. minutum* (2,000 cel/mL) en un periodo de exposición de 24 horas, datos que son similares a los encontrados en este trabajo para TR1 y TR2. Bardouil *et al.* (1993), mostraron que la inclusión de un 10% de *A. tamarense* toxica en una dieta produce una reducción del 20% en la tasa de aclaramiento de *C. gigas*. En el presente trabajo, también se observó una disminución en la tasa de aclaramiento y se redujo significativamente ($p = 0.05$) al incrementar la densidad de *G. catenatum*:

para el TR1 el valor de TA fue de 0.32, para TR2 fue de 0.26 y para TR 3 de 0.14. Aunque el tamaño de *G. catenatum* (65-43 µm) es entre 8-10 veces mayor que el de *I. galbana* (4-5 µm), el ostión ingirió las dos microalgas ya que al realizar los conteos celulares en la mezclas se encontró una disminución en el número de ambas.

El cierre parcial de valvas y la producción de pseudoheces fueron un indicativo de que *C. gigas* reguló la ingestión de partículas. Con esto se puede decir que en una mezcla de estas microalgas, el ostión no selecciona las células con base en su tamaño, sin embargo, si se observó una preferencia por ingerir *I. galbana*. Este comportamiento se ha observado en otros estudios, donde mencionan que los bivalvos hacen una selección pre ingesta que no depende del tamaño celular, sino de otros factores como: la forma de la célula, su composición bioquímica o por la secreción de algún metabolito (Bougrier *et al*., 2003). Este mecanismo de regulación en la tasa de aclaramiento o remoción de las células tóxicas, puede estar permitiendo al ostión aprovechar su energía y evitar el daño por la ingesta de toxinas. Sin embargo, no se sabe si el efecto negativo sobre la conducta de alimentación fue causado por la presencia de la toxina paralizante.

En este estudio se observó que una exposición aguda (24 h) de *C. gigas* a *G. catenatum*, es suficiente para que se altere el nivel de expresión de diferentes genes involucrados en varias rutas metabólicas, a través de una sobreexpresión o represión. La expresión de la p21 o WAF1, que funciona como un regulador de la progresión del ciclo celular en G1, está fuertemente controlada por la proteína supresora de tumores p53, como respuesta a una variedad de estímulos de estrés. Esta proteína también puede interactuar con el antígeno de proliferación celular nuclear (PCNA, por sus siglas en inglés) y desempeña un papel regulador en la replicación del ADN en la fase S de la replicación del ADN y en la reparación de daños en el ADN (Almond & Cohen, 2002). En este trabajo, las primeras 6 horas de exposición de *C. gigas* a *G. catenatum* se observó un incremento de la expresión estadísticamente significativo en los tres tratamientos, lo que podría estar indicando que el organismo está tratando de compensar el daño a nivel celular y de tejidos, así como el daño a las macromoléculas, a través de un incremento en los niveles de ARNm de esta proteína.

El gen que codifica la subunidad p55 del factor I de ensamblaje de la cromatina (Caf-1 p55, por sus siglas en inglés), es una proteína chaperona de histona que desempeña un papel fundamental en la deposición de los nucleosomas en el ADN de nueva síntesis; la subunidad 55 kDa, es un componente de varios complejos proteicos involucrados en la remodelación de la cromatina (Taylor-Harding *et al*., 2004). Este gen se sobreexpresó principalmente en los TR1 y TR2 durante las primeras horas de exposición, en estos tratamientos los ostiones pudieron aclimatarse a dichas condiciones por lo tanto, para contrarrestar el daño que pudiera estar ocasionando la exposición al dinoflagelado, se generaron cambios a nivel celular como la regulación de la transcripción de genes implicados en la protección y reparación celular.

El factor de elongación 2 (FE2) o translocasa, participa en la elongación durante el proceso de síntesis de proteínas, particularmente en la traslocación que ocurre en el ribosoma cuando el ARNm se corre tres nucleótidos en dirección de su extremo 5´. Este gen se mantiene igual que el control en las primeras horas de exposición en las dosis bajas posiblemente porque, el grado de estrés no es tan severo como con el TR3 donde se sobreexpresa desde el inicio del experimento, probablemente porque el organismo necesitaría una mayor producción de proteínas para contrarrestar dicho estrés, por su parte, Lefebvre *et al*. (2009) mencionan que los factores de transcripción son los primeros en responder a un estímulo a exposición química, una exposición al ácido domoico en el pez cebra provocó una expresión diferencial de un gran número de genes relacionados con la apoptosis.

La actina es frecuentemente usada como un gen constitutivo, sin embargo, en este estudio se observó una clara modulación de la expresión de este gen, tanto entre tratamientos como en tiempos de exposición. Este comportamiento posiblemente se deba a que la situación de estrés que le está generando el dinoflagelado al ostión provoca que el organismo compense a nivel celular este cambio a través de re-arreglos en el citoesqueleto lo que estaría afectando las diferencias en la expresión del gen. Estos reajustes por factores de estrés como metales, temperatura etc., han sido reportados por Lacoste *et al*. (2001). Los microtúbulos (tubulina) intervienen en diversos procesos celulares que involucran desplazamiento de vesículas de

secreción, movimiento de orgánulos, transporte intracelular de sustancias, así como en la división celular (mitosis y meiosis). En este trabajo, el incremento observado en su expresión probablemente está asociado al estrés ocasionado por la exposición al dinoflagelado, lo que provoca que el organismo aumente la síntesis de diversas moléculas intracelulares, aumentando así el transporte a través de las células para tratar de compensar la situación.

El nivel de expresión del gen que codifica para la tripsina TRY, se mantuvo igual que el control durante las primeras horas de exposición al dinoflagelado, que coincide con las horas en la cual el ostión no ingirió alimento, después de la hora 6 se observó un incremento significativo que coincide con la ingesta de alimento, la actividad de las enzimas digestivas en bivalvos puede ser afectada por una condición nutricional, los cambios en la actividad de estas enzimas son mecanismos usados por los bivalvos para optimizar la ganancia de energía, cuando experimentan alguna variación en su dieta (Siu-Chung *et al*., 2001). El mejillón *Mytilus chilensis* puede usar la microalga tóxica *A. catenella* como una fuente de alimento ajustando la actividad de carbohidrasas (amilasas, celulasa) y mecanismos de absorción (Fernández-Reiriz *et al*., 2008). Estrada *et al*. (2007) encontraron que la exposición a *G. catenatum* en *Nodipecten subnodosus* incrementó la actividad de tripsina y α quimotripsina. Sin embargo, en este trabajo no se podría afirmar que la sobreexpresión de dicho gen sea por el cambio en su dieta, porque como se utilizó el organismo completo y no se separó la glándula digestiva, también podrían estar afectando el nivel de expresión tripsinas exógenas a la glándula.

La respuesta de los organismos ante las toxinas depende de diversos factores, siendo los más importantes las propiedades específicas, físicas y químicas del compuesto y la cantidad a la que están expuestos (Huvet *et al*., 2004). Las toxinas paralizantes son toxinas termoestables y altamente hidrofílicas, las células blanco donde actúan son las células nerviosas y bloquean específicamente los canales de sodio dependiente de voltaje, se unen de manera reversible al sitio 1 del canal de sodio, bloqueando así el poro (FAO, 2005). Este bloqueo podría funcionar como una señal extracelular para fosforilar o defosforilar proteínas que se encuentran en la membrana celular que a su vez activan segundos mensajeros, ocasionando así una cascada de respuestas alterando a nivel celular la expresión de los genes.

Se ha descrito el comportamiento en organismos expuestos a una sustancia toxica y como podría estar influenciando la expresión de genes: durante las primeras horas después de iniciada la exposición se empiezan a dar los cambios en la expresión de genes. En tiempos cortos o dosis bajas, los genes que son inducidos tienden a ser adaptativos, protegiendo al organismo de la toxicidad (Denslow *et al*., 2007). Al incrementarse la dosis, el organismo intenta compensarse mediante la interrupción de ciertas vías metabólicas provocadas por la exposición y nuevas vías metabólicas son activadas resultando en la expresión de un nuevo grupo de genes.

Estos cambios son importantes para que el organismo y son diferentes de los de adaptación y se asocian directamente con la adversidad provocada por el tóxico (Denslow *et al*., 2007). En el presente trabajo los genes que podrían estar actuando de esta forma serían los de regulación de ácidos nucleicos como P21 y CHR. Al incrementar la dosis o el tiempo de exposición, el organismo no puede adaptarse por mucho tiempo o compensar, por lo tanto se dan efectos adversos como daño a nivel celular, fisiológico, bioquímico hasta llegar a una gran deterioro de la salud del organismo. (Denslow *et al*., 2007). Estas fases en el comportamiento de exposición a sustancias toxicas podrían deducirse para *C. gigas* expuesto a las células del dinoflagelado tóxico. Por lo tanto, es imperativo monitorear la expresión de los genes analizados por un periodo de exposición mayor (exposición subcrónica).

Las conclusiones son las siguientes: los efectos fisiológicos de cambios del comportamiento alimenticio, mostraron que los ostiones fueron susceptibles a las células toxicas con un fuerte estrés en la densidad celular elevada. La tasa de aclaramiento disminuyó significativamente al incrementar la densidad celular. La combinación de las variables densidad celular y tiempo de exposición, modificaron diferencialmente la expresión de los genes analizados. El gen 28S ribosomal, mostró menor variabilidad en su expresión en todos los tratamientos, por lo que podría utilizarse como gen de referencia para análisis de q-PCR. Una exposición aguda a *G. catenatum* representa un estrés de suficiente magnitud para que se active el mecanismo de respuesta a daño celular (P21 y CHR) a una concentración más baja que las reportadas (1,000 - 6,000 cel/mL).

Referencias

Almond, J.B. & G.M Cohen. 2002. The proteasome: a novel target for cancer chemotherapy. *Leukemia*, 16(4): 433–43.

Band-Schmitd, C.J, J. Bustillo-Guzmán, I. Gárate-Lizárraga, C.H. Lechuga-Devéze, K. Reinhart & B. Luckas. 2005. Paralytic shellfish toxin profile in strains of dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham and the Scallop *Argopecten ventricosus* G-B. Sowerby II from Bahia Concepción Gulf of California, Mexico. *Harmful Algae*, 4: 21–31.

Bardouil, M., M. Bohec, M. Cormerais, S. Bougrier & P. Lassus. 1993. Experimental study of the effects of a toxic microalgal diet on feeding of the oyster *Crassostrea gigas* Thunberg. *J. Shellfish Res*., 12: 417–422.

Blanco, J., J.M. Franco, M.I. Reyero & A. Moroño. 1997. PSP detoxification kinetics in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. One- and two-compartment models and the effect of some environmental variables. *Mar. Ecol-Prog. Ser*., 158: 165–175.

Blanco, J., M. Reyero & J.M Franco. 2003. Kinetics of accumulation and transformation of paralytic shellfish toxins in the blue mussel *Mytilus galloprovincialis. Toxicon*, 42: 777–784.

Bougrier, S., P. Lassus, M. Bardouil, P. Masselin & P. Truquet. 2003. Paralytic shellfish poison accumulation yields and feeding time activity in the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) and king scallop (*Pecten maximus*). *Aquat. Liv. Res.*, 16(4): 347–352.

Bricelj, V.M. & S.E. Shumway. 1998. Paralytic shellfish toxins in bivalve molluscs: occurrence, transfer kinetics and biotransformation. *Rev. Fish. Sci*., 6: 315–383.

Cortés-Altamirano, R. 1998. *Las Mareas Rojas*. AGT Editor, México, D.F., 161 p.

Coughlan, J. 1969. The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. *Mar. Biol*., 2: 356–358.

Choi, M.C., D.P.H. Hsieh, P.K.S. Lam & W.X. Wang. 2003. Field depuration and biotransformation of paralytic shellfish toxins in scallop *Chlamys nobilis* and green-lipped mussel *Perna viridis*. *Mar. Biol*., 143(5): 927–934.

Denslow, N., N. Garcia-Reyero & S.D Barber. 2007. Fish and chips: the use of microarrays for aquatic toxicology. *Mol. Byosist.*, 3(3): 172–177.

Estrada, N., M.D Jesús, A. Campa-Córdova & A. Luna. 2007. Effects of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* on hydrolytic and antioxidant enzymes, in tissues of the giant lions-paw scallop *Nodipecten subnodosus*. *Comp. Biochem. Phys. C*, 146: 502–510.

FAO. 2005. Estudio de alimentación y nutrición sobre Biotoxinas Marinas: intoxicación paralítica por mariscos (PSP) *Fisheries Information, Data and Statistics Unit*, FAO, Roma.

Fernández-Reiriz, M.J., J.M. Navarro, A.M. Contreras & U. Labarta. 2008. Trophic interactions between the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* and *Mytilus chilensis*: feeding and digestive behavior to long-term exposure. *Aquat. Toxicol*., 87(4): 245–251.

Guéguen, M., M. Bardouil, R. Baron, P. Lassus, P. Truquet & J. Massardier. 2008. Detoxification of Pacific oyster *Crassostrea gigas* fed on diets of *Skeletonema costatum* with and without silt, following PSP contamination by *Alexandrium minutum*. *Aquat. Liv. Res*., 20: 13–20.

Guillard, R.L.L. & R.H. Ryther. 1975. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates, 80–85. En: Smith, W.L. & M.M. Chalg (Eds.) *Culture of Marine Invertebrate Animals*. Plenum Press, Nueva York.

Haberkorn, H., C. Lamberta, N. Le Goïca, M. Guéguen, M. Moal, E. Palacios, P. Lassus & P. Soudanta. 2010. Effects of *Alexandrium minutum* exposure upon physiological and hematological variables of diploid and triploid oysters, *Crassostrea gigas*. *Aquat. Toxicol*., 97: 96–108.

Hégaret, H., G.H. Wikfors, P. Soudant, C. Lambert, S.E. Shumway, J.B. Bérard & P. Lassus. 2007. Toxic dinoflagellates (*Alexandrium fundyense* and *A. catenella*) have minimal apparent effect on oyster hemocytes. *Mar. Biol.*, 152(2): 441–447.

Huvet, A., A. Herpin, L. Degremont, Y. Labreuche, J.F. Samain & C. Cunningham. 2004. The identification of genes from the oyster *Crassostrea gigas* that are differentially expressed in progeny exhibiting opposed susceptibility to summer mortality. *Gene*, 343: 211–220.

Laabir, M., Z. Amzil, P. Lassus, E. Masseret, Y. Tapilatu, R. De Vargas & D. Grzebyk. 2007. Viability, growth and toxicity of *Alexandrium catenella* and *Alexandrium minutum* (Dinophyceae) following ingestion and gut passage in the oyster *Crassostrea gigas*. *Aquat. Liv. Res*., 20: 51–57.

Lacoste, A., F. Jalabert, S. Malham, A. Cueff, F. Gelebart, C. Cordevant, M Lange & S.A. Poulay. 2001. A *Vibrio splendidus* strain is associated with summer mortalities of juvenile oysters *Crassostrea gigas* in the Bay of Morlaix (North Britanny, France). *Dis. Aquat. Organ*., 46: 139–145.

Landsberg, J.H. 2002. The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms. *Rev. Fish. Sci.*, 10: 113–390.

Lassus, P., M. Bardouil, P. Masselin, M. Naviner & P. Truquet. 2000. Comparative efficiencies of different non-toxic microalgal diets in detoxification of PSP-contaminated oysters (*Crassostrea gigas*, Thunberg). *J. Nat. Prod.*, 9: 1–12.

Lassus, P., R. Baron, P. Garen, P. Truquet, P. Masselin & M. Bardouil. 2004. Paralytic shellfish poison outbreaks in the Penzé estuary: environmental factors affecting toxin uptake in the oyster, *Crassostrea gigas*. *Aquat. Liv. Res.*, 214: 207–214.

Lehane, L. 2000.*Paralytic Shellfish Poisoning: A Review*. National Office of Animal and Plant Health, Agriculture, Fisheries and Forestry. Canberra, Australia.

Lefebvre, K. A., S.C. Tilton, T.K. Bammler, R.P. Beyer, S. Srinouanprachan & P.L. Stapleton. 2009. Gene expression profiles in zebrafish brain after acute exposure to domoic acid at symptomatic and asymptomatic doses. *Syst. Biol.*, 107: 65–77.

Li, S.C., W.X. Wang, D.P.F. Hsieh. 2002. Effects of toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* on the energy budgets and growth of two marine bivalves. *Mar. Environ. Res.*, 53: 145–160.

Mons, M.N., H.P. Van Egmond & G.J.A. Speijers. 1998. *Paralytic Shellfish Poisoning: A Review*. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Holanda, 47 p.

Salierno, J.D., N.S. Snyder, A.Z. Murphy, M. Poli, S. Hall & D. Baden. 2006. Harmful algal bloom toxins alter c-Fos protein expression in the brain of killifish, *Fundulus heteroclitus*. *Aquat. Toxicol*., 78(4): 350–357.

Siu-Chung, L., W. Wen-Xiong & D. Hsieh. 2001. Feeding and absorption of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* by two marine bivalves from the South China Sea. *Mar. Biol*., 139(4): 617–624.

Shumway, SE. 1991. *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*. Elsevier Science Publishers, Nueva York, 1095 p.

Taylor-Harding, B., U.K. Binné, M. Korenjak, A. Brehm & N.J. Dyson. 2004. p55,

the *Drosophila* ortholog of RbAp46/RbAp48, is required for the repression of dE2F2/RBF-regulated genes. *Mol. Cell Biol.*, 24(20): 9124–9136.

Wildish, D., P. Lassus, J. Martin, A. Saulnier & M. Bardouil. 1998. Effect of the PSP causing dinoflagellate, *Alexandrium* spp. on the initial feeding response of *Crassostrea gigas*. *Aquat. Liv. Res.*, 11: 35–43.

Capítulo 3

Respuesta del ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) a la exposición aguda y sub-crónica a *Prorocentrum lima* (Ehrenberg, 1860) Stein 1975, productor de toxinas diarreicas, mediante el seguimiento de la expresión de genes específicos

Reyna Romero

CIBNOR
Becaria CONACYT 95202

Resumen

Las floraciones algales nocivas (FAN) son fenómenos naturales que presentan diferentes tipos de afectaciones al medio acuático y a las redes tróficas, se ha dado énfasis a aquellas que afectan al humano por ser el consumidor principal de mariscos y por los efectos económicos que esto implica. Aunque se ha estudiado el efecto de la exposición de *Crassostrea gigas* a diversos contaminantes presentes en los cuerpos de agua, la respuesta molecular a la presencia de *Prorocentrum lima* en moluscos bivalvos es relativamente desconocida. En este estudio, se investigó la respuesta de *C. gigas* al dinoflagelado productor de toxinas diarreicas *P. lima* bajo condiciones experimentales, con énfasis en el análisis de perfil de expresión de genes relacionados con siete rutas metabólicas. Mediante RT-PCR se siguió la expresión de 25 genes potencialmente regulados en *C. gigas* bajo diferentes tratamientos ($3x10^2$, $3x10^3$, y $3x10^4$ cels/mL de *P. lima*) en diferentes tiempos (0, 3, 6, 12 y 24 h –exposición aguda– y 0, 24, 72, 168 y 336 h –exposición sub-crónica–). Los resultados mostraron dos puntos críticos en los niveles de expresión de los diferentes genes analizados: 1) una respuesta inmediata al tiempo 0h y 6h, posteriormente baja el nivel de expresión en las tres concentraciones de *P. lima* probadas y 2) una respuesta a mediano plazo donde el umbral de toxicidad en *C. gigas* se manifiesta a los 14 días expuesto a $3x10^4$ cels/mL de *P. lima*, punto donde se observa un ataque de estado patológico con represión de expresión de genes, que resulta en un deterioro significativo de la integridad de los ostiones. La severidad del daño se observó en términos de densidad y duración de exposición.

Palabras clave: bivalvos, *Crassostrea gigas*, expresión, dinoflagelado

Response of the Pacific oyster Crassostrea gigas (Thunberg, 1793) to acute and sub-chronic exposure to Prorocentrum lima (Ehrenberg, 1860) Stein 1975, diarrheic-toxin producer, by monitoring the expression of specific genes

Abstract

Harmful algal blooms (HABs) are natural phenomena that exhibit different kinds of affectations on aquatic environments as well as on food webs. From these phenomena, those that affect humans, who are the main seafood consumer and target of economic effects, have been considered highly important. Although exposure effects of Crassostrea gigas to various contaminants in water bodies have been studied, the molecular response to the presence of Prorocentrum lima in bivalve mollusks is relatively unknown. On this study we investigated the response of C. gigas exposed to P. lima (diarrheic-toxin producer) under experimental conditions, emphasizing on the gene expression profile associated to seven metabolic pathways. The expression of 25 genes potentially regulated in C. gigas under different treatments ($3x10^2$, $3x10^3$, $3x10^4$ cells/mL of P. lima) at different times (0, 3, 6, 12, and 24 h –acute exposure–; 0, 24, 72, 168, and 336 h –subchronic exposure–) was followed by RT-PCR. The results showed two major points in expression levels of the analyzed genes: (1) An immediate response to times 0h and 6h, and later a decrease on the expression levels at three P. lima tested concentrations and (2) A medium-term response where the threshold of toxicity in C. gigas was observed at 14 days of P. lima exposure with $3x10^4$ cells/mL. This point represents a pathological state that inhibits gene expression (repression), resulting in a significant deterioration of the oysters' integrity; a direct relationship of damage severity was observed both in density and exposure duration.

Keywords: bivalves, *Crassostrea gigas*, expression, dinoflagellate

Introducción

Las mareas rojas o floraciones algales nocivas (FAN y/o HABs por sus siglas en inglés), son fenómenos biológicos que ocurren de manera natural como resultado de la combinación de una serie de mecanismos oceanográficos. Las floraciones algales en aguas marinas o estuarinas pueden causar mortandades masivas de peces, contaminar los productos del mar con toxinas y alterar la estructura y función de los ecosistemas a través de las cadenas tróficas. El efecto de las FAN sobre la biota marina puede ser el resultado de tres diferentes mecanismos: a) depleción de oxígeno, b) daño mecánico de los órganos respiratorios (*p. ej*. branquias) y c) toxinas, actuando directamente o a través de la red trófica (Cortés-Altamirano & Sierra-Beltrán, 2008). De los organismos presentes en las FAN, los dinoflagelados se consideran el principal componente del fitoplancton toxigénico, seguido de las diatomeas que son fotosintéticos y producen toxinas como metabolito secundario.

Las toxinas producidas por dinoflagelados son bioacumuladas por organismos que se alimentan por filtración, entre ellos los bivalvos, que pueden acumular compuestos xenobióticos, organismos y/o sustancias tóxicas que los constituye como un riesgo potencial para la salud humana al ser consumidos (Lacoste *et al*., 2002; Smayda, 2002; Saavedra & Bachére, 2006). Si bien algunas toxinas afectan al bivalvo, otras afectan solamente al consumidor, lo que de cualquier manera resulta en pérdidas económicas para las granjas y pesquerías debido a vedas impuestas a su extracción y consumo durante los eventos FAN (Gilbert & Pitcher, 2001). Se han reportado diferentes tipos de respuesta de *Crassostrea gigas* y otros moluscos bivalvos que dependen directamente del tipo de condición de estrés a la que son sometidos en ambientes experimentales. La expresión diferencial de patrones genéticos como una herramienta analítica para estudiar la respuesta a condiciones de hipoxia (David *et al*., 2005), exposición a herbicidas (Tanguy *et al*., 2005) e hidrocarburos y pesticidas; en este último caso, se identificó la expresión de cuatro clases de glutatión-S-transferasas tejido-específicas (Boutet *et al*., 2004a). Farcy *et al*. (2008) evaluaron los niveles de expresión transcripcional de genes que participan en la respuesta celular a estrés térmico, sin embargo, los niveles de expresión encontrados aún están bajo discusión.

Los signos de respuesta que han sido identificados bajo estos efectos son: cierre diferencial de valvas (Gainey & Shumway, 1988; Hégaret *et al*., 2007; Tran *et al*., 2010); reducción en la actividad de filtración (Cognie *et al*., 2001; Hégaret *et al*., 2007); reducción del metabolismo (Bauder *et al*., 2001); incremento en la producción de moco (Shumway & Cucci, 1987); activación de la respuesta del sistema inmune, tanto a dinoflagelados como a especies del género *Vibrio* y virus (Pipe & Coles, 1995; Tiscar & Mosca, 2004); disturbios mecánicos (Lacoste *et al*., 2002); desarrollo reproductivo anómalo (De las Heras, 2009); cambios en el consumo de oxígeno y actividad cardiaca errática (Gainey & Shumway, 1988) y signos histopatológicos de daño (Pearce *et al*., 2005). Las toxinas DSP son del tipo lipofílicas e incluyen compuestos poliéster de elevado peso molecular como el ácido okadaico (AO), la Dinofisistoxina 1 (DTX-1), la Dinofisistoxina 2 (DTX-2) y la Dinofisistoxina 3 (DTX-3), que pueden presentarse como una mezcla compleja de derivados ésteres, tanto en el plancton como en los moluscos bivalvos (Doucet *et al*., 2007). Se ha demostrado que el AO es un potente inhibidor de las serina/treonin fosfatasas tipo PP-1 y PP-2A, por lo que están relacionados en humanos con la inflamación del tracto intestinal y diarrea (Paul *et al.,* 2007). En bivalvos, las toxinas DSP suelen acumularse en glándula digestiva (76%), gónada (12%), branquias, manto y músculo (< 12%) (Bardovil *et al*., 1993; Bauder & Cembella, 2000; Bauder *et al*., 2001) provocando la formación de pseudoheces como patologías a nivel tisular y respuestas inmune sistémicas (Wikfors, 2005).

Bauder & Cembella (2000) han estudiado la viabilidad y el efecto tóxico de *P. lima* sobre *A. irradians* observándose que las células de *P. lima* fueron capaces de sobrevivir y de llevar a cabo división celular tras su paso por el intestino, identificándose la presencia de células viables en las heces. En estudios más detallados, se ha observado en *C. gigas* expuesto a *P. lima* que a nivel histológico existe una dilatación de túbulos intestinales, así como el desprendimiento de células del intestino, infiltración de hemocitos en manto, gónada y músculo (De las Heras, 2009). Estas observaciones resultan particularmente interesantes debido a que en los bivalvos que contienen la toxina no se observa alteración ninguna de sus características físicas como son color, olor, sabor, movimiento, tamaño o forma, es decir, en apariencia se ven normales y no generan sospechas

(Shumway & Cucci, 1987). La eliminación de la toxina es lenta, pudiendo permanecer en el tejido animal desde días hasta meses ya que los organismos reducen su metabolismo como estrategia de sobrevivencia (Bauder *et al*., 2001).

Justificación

Un aspecto importante que debe considerarse en las investigaciones que se han realizado es que los efectos se han observado en organismos juveniles (60-80 mm) y adultos. No obstante, los ostiones en su ciclo de vida muestran al menos 3 estadios bien reconocidos: larva, juvenil y adulto; la mayoría de la información generada está más relacionada con signos fisiológicos. Sin embargo, el conocimiento sobre los procesos moleculares y rutas metabólicas involucrados en la respuesta celular a toxinas están lejos de estar bien entendidos. A pesar de los antecedentes, no se ha podido determinar exactamente el origen de las mortandades masivas de ostión y mucho menos correlacionarlos con eventos FAN. Complementario a esto y particularmente para enriquecer el conocimiento del transcriptoma de *C. gigas* en su interacción con *P. lima*, se estudiará el perfil de expresión de genes. Dichos estudios son fundamentales para el conocimiento a nivel molecular, del efecto de la presencia e ingestión de *P. lima* por el ostión, particularmente en los niveles de expresión de genes específicos que participan en diferentes procesos metabólicos como son: genes de respuesta a estrés, genes de cadena respiratoria; genes de citoesqueleto, genes de respuesta inmune y comunicación celular, genes de regulación de ácidos nucleicos, genes de regulación proteica y genes de metabolismo energético.

Considerando que se pueden presentar dos tipos de patrones de expresión de genes, adaptativa y compensatoria, de cada uno de los procesos metabólicos que ocurren durante la activación de la reacción de defensa de los organismos se puede distinguir la respuesta a dos niveles. Primero, las respuestas asociadas a inductor-receptor son alteración en el flujo de iones a través de la membrana plasmática, la fosforilación-defosforilación de proteínas específicas de la célula y la formación de especies reactivas de oxígeno (ERO), debido a que es bien reconocido que la interacción de receptores celulares inicia la respuesta de defensa, que no requiere la

participación de productos obtenidos mediante activación transcripcional. Estos procesos tienen lugar dentro de los primeros 2-5 minutos de respuesta y se conoce como estrés oxidativo. Este proceso ha sido ampliamente investigado y se ha podido concluir que su actuación es la primera línea de defensa de los organismos (Manduzio *et al*., 2005). Las EROs actúan como mensajeros secundarios activando la transcripción de genes específicos, probablemente, implicados en procesos de destoxificación y protección de daño celular causado por dicho estrés (Dahlhoff, 2004). Por tanto, se espera que la respuesta de defensa inmediata del ostión (aguda) se presente en la expresión de genes de respuesta a estrés y cadena respiratoria. El segundo momento de respuesta, sucedería a mediano plazo (exposición subcrónica), en la que se identificará el perfil de expresión de genes involucrados en procesos de regulación de ácidos nucleicos, citoesqueleto, respuesta inmune y comunicación celular, así como de regulación proteica (Tabla 1).

Tabla 1. Lista de genes analizados y características de los amplicones obtenidos. Entre paréntesis se indica el metabolismo. PE = proteínas de estrés; CR = cadena respiratoria; RAN = regulación de ácidos nucleicos; RI = respuesta inmune; C = citoesqueleto; RP = regulación proteica; ME = mantenimiento energético.

Nombre	No. acceso GenBank	Gen	Tamaño del amplicón (pb)
Glutamina sintetasa (PE)	AJ558239	cgGS	402
Glutatión-S-transferasa (PE)	CB617406	cgGST	272
Proteína de estrés térmico 70 (PE)	AJ305325	cgHSP70	480
Proteína de estrés térmico 90 (PE)	EF687776	cgHSP90	491
Superóxido dismutasa CuZn (PE)	AJ496219	cgCuSOD	542
Peroxidasa melanogénica (PE)	CB617557	cgPOXM	450
ATP-sintetasa subunidad beta (CR)	CF369132	cgATPSb	416
Subunidad P2X4, canal iónico (CR)	CB617507	cgP2X4	400
Citocromo oxidasa l (CR)	AB033687	cgCOI	483
Proteína p21 (RAN)	CB617437	cgP21	640
Sub. 1 del ass-factor de p55cromatina (RAN)	CB617555	cgCHRAFp55	500
Factor de elongación 2 (RAN)	CB617558	cgFE2	455
Inmunolectina B (RI)	CB617455	cgIMMLB	542
LPS y b-1,3 glucano (RI)	CB617438	cgLPSBP	455
Lectina hepática (RI)	CB617560	cgLH	620
b-timosina (C)	CB617380	cgTHYM	455
Actina GIA (C)	AF026063	cgACTN	582
Actina citoplasmática A3 (C)	CF369133	cgACTCA	364
Tubulina (C)	CB617442	cgTUB	393
Lisozima (RP)	CB617495	cgLIZ	415
Tripsina (RP)	CB617494	cgTRIP	278
Inhibidor de proteasas (Ser o Cys) (RP)	CB617554	cgINSERP	432
Fosfatasa alcalina (ME)	CB617556	cgALKP	351
Glucanasa b-1,3 (ME)	CB617548	cgGLNS	390
28S (CONTROL)	AY632555	cg28S	300

http://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/

Material y métodos

Organismos experimentales

Crassostrea gigas. Juveniles de *C. gigas* (3 a 5 mm) se obtuvieron del laboratorio de producción "Acuacultura Robles SPR de RI" ubicado en Bahía Magdalena Baja California Sur, México (25.29° N, 110.93° W). Los ostiones se aclimataron en el laboratorio Húmedo de Seguridad Biológica (LHSB, CIBNOR) durante 168 horas en recipientes plásticos de 10 L con agua de mar filtrada (0.45 µm), con flujo de oxígeno, temperatura promedio de 21°C y salinidad controlada (35 ups). La dieta consistió de $1.5x10^5$ cels/mL de *Isochrysis galbana* (Prymnesiophyceae) libre de bacterias, obtenida del Laboratorio de Alimento Vivo del CIBNOR.

Microalgas. En este estudio se usó el dinoflagelado bentónico *P. lima* (cepa PRL-1), aislado de la Isla El Pardito (24.5° N, 110.4° W) ubicada en la Bahía de La Paz, en el Golfo de California, BCS (Heredia-Tapia *et al*., 2002), cuyo contenido de toxinas (bajo condiciones estándar de cultivo) se ha caracterizado mediante LC/MS: AO = 2.041 pg/cel, DTX1 = 1.33 pg/cel y DTX2 = 0.09 pg/cel (Núñez-Vázquez *et al*., 2003; González-Rivera, 2009). *P. lima* fue propagado en medio f/2+Se (Guillard & Ryther, 1975) preparado con agua de mar filtrada (0.45 mm), esterilizada con UV y esterilizada en autoclave a 121 lb de presión (Ajuzie, 2007). Los dinoflagelados se crecieron en volúmenes de 1000 mL en matraces Fernbach de policarbonato de 2.8 L, con un fotociclo de luz:obscuridad de 12:12 h (irradiancia 150mE m^2/s) a 23°C (±1), hasta alcanzar la densidad de $3x10^4$ cels/mL (fase exponencial tardía, día 18) (López-Cuevas, 2009). Como dieta no tóxica se suministró *I. galbana* ($1.5x10^5$ cels/mL) en el control (Gerdes, 1983; Bougrier *et al*., 1997).

Diseño experimental: *C. gigas* expuesto con *P. lima*

Se formaron cuatro grupos de 40 juveniles de *C. gigas* de 3-5 mm que fueron colocados en recipientes de cristal estériles de 100 mL, con 20 mL de agua de mar estéril y flujo de oxígeno. Se probaron cuatro condiciones experimentales en un volumen final de 20 mL (Control = *I. galbana*, TR1 = *I. galbana* + *P. lima* a $3x10^2$, TR2 = *I. galbana* + *P. lima* a $3x10^3$, TR3 = *I. galbana* + *P. lima* $3x10^4$ cels/mL) con tres replicas cada uno. Se realizaron siete muestreos: uno en la hora

cero del bioensayo, tres correspondientes a la exposición aguda (≤24 h: 3, 6 y 24 h) y tres correspondientes a la exposición sub-crónica (>48 h: 72, 168 y 336 h) (Bauder *et al*., 2001; Galimany *et al*., 2008). En cada muestreo se colectaron 5 organismos para la extracción de ARN total. Las microalgas se proporcionaron en una sola dosis diaria. Los organismos muestreados se enjuagaron con agua de mar estéril, eliminando el exceso de líquido sobre toallas adsorbentes. Las muestras se almacenaron a -80°C en 750 mL de TRIzol (TRIzol® Plus RNA Purification Kit, Invitrogen) hasta su posterior procesamiento y análisis.

Extracción de ARN y RT-PCR

Las muestras se descongelaron en baño de hielo y el ARN total se extrajo con TRIzol® Plus RNA Purification Kit (Invitrogen) siguiendo las indicaciones del fabricante. En total, se procesaron 21 muestras control y 63 muestras experimentales (n = 5), en las que se verificó la ausencia de ADN genómico mediante PCR directo utilizando los cebadores para el gen 28S ribosomal que fue usado como control (Tabla 1). El ADNc se sintetizó a partir de 2.5 mg de RNA cuantificado espectrofotométricamente (Nanodrop 2000, Thermo Scientific) con el Cloned AMV Firts Strand cDNA Syntesis Kit® (Invitrogen), siguiendo las indicaciones del fabricante. Las reacciones de amplificación de los transcritos de los genes que codifican las 24 proteínas consideradas en este estudio (Tabla 1) contenían: 300 ng del ADNc sintetizado (en un volumen de 1 µL), 2.5 µL de cada oligo (10 pM), 1.5 µL de $MgSO_4$ (50 mM), 5 µL de amortiguador PCR 10X, 1 µL de dNTP's (10 mM), 1U de Platinium Taq polimerasa (1 U/µL, Invitrogen) y agua mili-Q estéril para completar un volumen final de 50 µL. Las reacciones de PCR se realizaron en un termociclador Corbett (Mod. CG1-96), el programa utilizado en las reacciones de amplificación consistió de: un ciclo de desnaturalización inicial a 95°C durante 5 min, 35 ciclos de: desnaturalización a 94°C por 1 min; alineamiento a 45°C por 1 min; extensión a 72°C por 1 min, y un periodo de extensión final a 72°C por 10 min.

La verificación cualitativa del ADN amplificado se efectuó mediante electroforesis en geles de agarosa-Synergel/TBE al 1% (Bioamerica, Inc.) preteñidos con bromuro de etidio (EtBr), cargando en cada línea 6µL de cada reacción, en una cámara horizontal (Wide Mini-Sub Cell, Bio-Rad) a 70-80V durante 40-45 min.

Los geles se observaron bajo luz UV y se documentaron fotográficamente mediante el sistema UVIDoc (UVP, England) bajo las siguientes condiciones estandarizadas: foco 4, aumento 25X y brillo 0.400. La cuantificación de la señal de fluorescencia de cada amplicón se realizó usando el software UVIDOC V.97.

Análisis estadístico

Para observar la interacción entre los tratamientos (*I. galbana* y tres concentraciones de *P. lima*) proporcionados como alimento a *C. gigas* y el tiempo de exposición, los datos de fluorescencia (unidades relativas) se analizaron utilizando el análisis de varianza del modelo lineal general (ANOVA) (Statistic 7). Se realizaron análisis de varianza de dos vías para cada gene, tratamiento, tiempo de exposición y proceso metabólico, después de probar las suposiciones de distribución de normalidad de datos y homogeneidad de varianzas para identificar los tratamientos responsables de las diferencias significativas, utilizando la prueba de comparación múltiple de Fisher (LDS). El valor de significancia estadística utilizado fue $p < 0.05$.

Resultados

Se confirmó tamaño de los amplicones obtenidos con los 25 juegos de cebadores o *primers*, se realizó el bioensayo con juveniles de 3 a 5 mm, para caracterizar la expresión de los 25 genes enlistados en la Tabla 1, como respuesta de la exposición de *C. gigas* a tres concentraciones de *P. lima* ($3x10^2$, $3x10^3$ y $3x10^4$ cels/mL) a diferentes tiempos de exposición (0, 3, 6, 24, 72, 168 y 336 h). Cabe mencionar, que se realizaron recambios de agua del 100% cada 24 h, y que la toma de muestras siempre se realizó a la misma hora del día. Mediante el análisis estadístico (ANOVA) de los datos de intensidad relativa de la fluorescencia de los amplicones obtenidos (volumen de cada pico), se obtuvo un valor de significancia de $p < 0.05$, con lo que se demostró un patrón de expresión génica diferencial (incremento y decremento de la expresión, según el caso) tanto a las diferentes concentraciones de *P. lima* probadas como a los diferentes tiempos de exposición. El gen 28S no mostró variación significativa durante ambas condiciones experimentales, por tanto se consideró como gen control de la expresión.

Las diferencias en la expresión génica fueron más significativas cuando se comparó la respuesta con la interacción de los dos factores (tiempo y concentración). Los resultados de la expresión de los 25 genes estudiados se presentan de manera gráfica (Figuras 1-6), en grupos, de acuerdo a las rutas metabólicas determinadas previamente (Tabla 1). En el tratamiento control, a lo largo de los diferentes tiempos de muestreo, se identificó un comportamiento con alta variación individual. Un punto crítico en este trabajo se observó en el análisis de datos a las 6 h, ya que se presentó un incremento de la expresión de los organismos control y de los organismos expuestos a *P. lima*. Lo anterior es evidente en los registros de la expresión de ciertos genes como: ATP sintetasa, el canal iónico P2X4 y la citocromo oxidasa I (COI); únicamente en ese punto de muestreo (y en sus tres réplicas) su expresión fue observada por encima del control.

Los genes antes mencionados están relacionados con la cadena respiratoria, por lo que se deduce que en ese tiempo, se presentó una situación de estrés severo para todos los organismos no percibido ni controlado por nosotros (Figura 1). Además, ese punto (6 h de exposición) sólo se detectó la expresión del gen Inmunolectina B (que participa en la respuesta inmune innata), sin embargo, no es posible interpretar la expresión de este gen como respuesta específica de *P. lima*, debido a que en el grupo control se observó el mismo comportamiento (Figura 2). El mismo tipo de resultados se observó en el gen Glucanasa b-1,3 del metabolismo energético. Los organismos no exhibieron deterioro fisiológico aparente como respuesta al tiempo de exposición a *P. lima* en los tratamientosTR1 y TR2 ($3x10^2$ y $3x10^3$ cels/mL, respectivamente), sin embargo, en los organismos expuestos a $3x10^4$ cels/mL (TR3) la tasa de aclaramiento aparente fue más lenta y su aspecto físico externo fue más oscuro. En el experimento la mortalidad fue cero.

Al analizar los patrones de expresión de los genes, se pueden identificar aquellos que permiten analizar la expresión diferencial del ostión ante la exposición aguda y sub-crónica al dinoflagelado, como por ejemplo: *gst, h70, sod, atp, p2x$_4$, p21, chr, fe2, lps, acc y ins*, ya que todos ellos exhibieron variaciones significativas en sus niveles de expresión respecto al gen control (28S), al tiempo de exposición

(0, 3, 6, 24, 72, 168 y 336 h) y a los tratamientos con *P. lima* ($3x10^2$, $3x10^3$ y $3x10^4$ cels/mL) (Figuras 1-6). Estos resultados permiten abordar el problema mediante técnicas cuantitativas como un análisis qPCR de los genes antes mencionado. Adicionalmente, se observó (y confirmó) que genes como el de Glutamina sintetasa (*gs*) (Figura 3); Actina (*act*) y Tubulina (*tub*) (Figura 5) y COI (Figura 1), presentaron una expresión fuertemente regulada, que puede considerarse como constitutiva, en los TR1 y TR2 ($3x10^2$ y $3x10^3$ cels/mL, respectivamente), independientemente del tiempo de exposición.

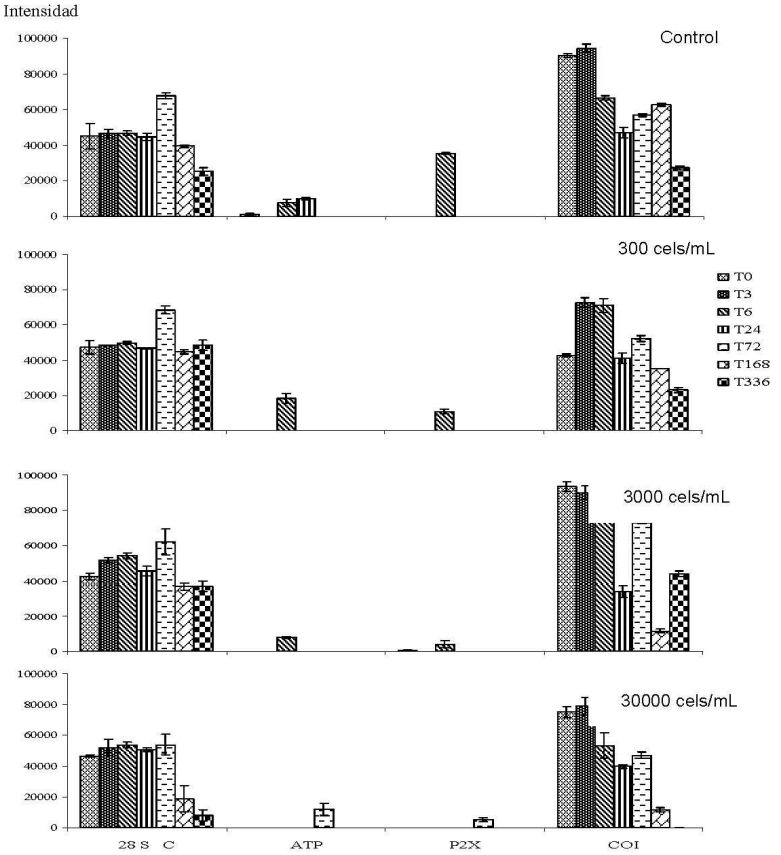

Figura 1. Genes indicadores de cadena respiratoria de *C. gigas* expuesto a *P. lima* PRL-1. ATP = ATP sintetasa sub. beta; P2X = Subunidad P2X4 canal iónico; COI = Citocromo oxidasa I; 28S = subunidad del ARN ribosomal 28S.

Por otro lado, el grado de afectación metabólica de ostiones expuestos al TR3 ($3x10^4$ cels/mL) durante 14 días es severo y letal (puede considerarse que los organismos estaban agonizando), ya que de los 25 genes monitoreados el patrón de bandeo de expresión se redujo únicamente a 3 genes: *tub, 28s, gs* (con señal detectable y visible en geles de agarosa-BrEt), mientras que otros como el COI, *p21* y *fe2* la señal obtenida apenas fue perceptible. Estos resultados representan la primera evidencia de afectación metabólica resultado de la exposición dosis y tiempo-dependiente de *C. gigas* a *P. lima*.

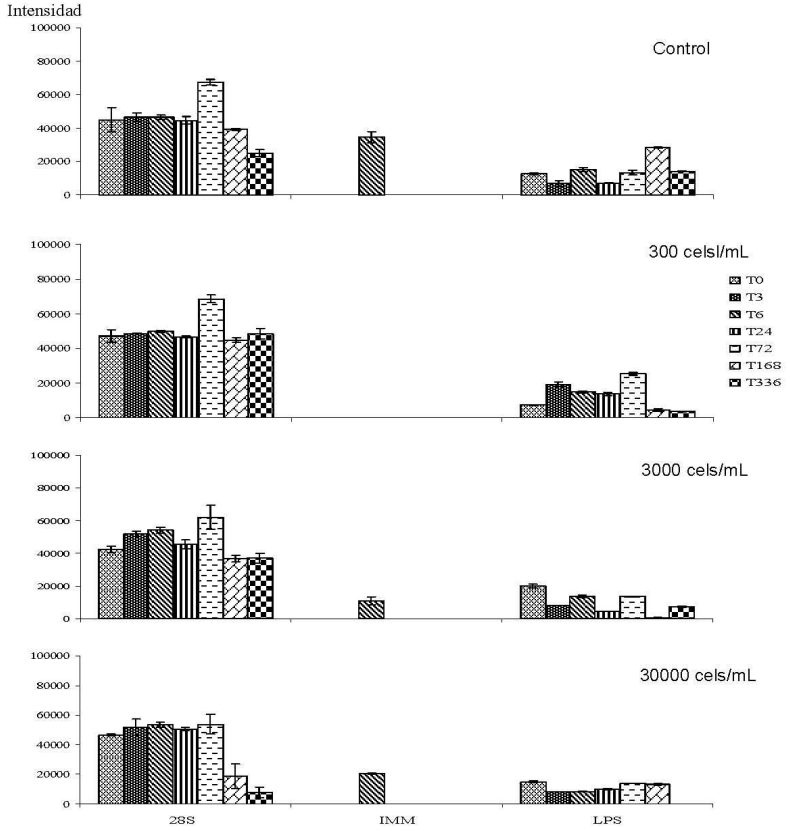

Figura 2. Genes indicadores de comunicación celular y respuesta inmune de *C. gigas* expuesto a *P. lima* PRL-1. IMM = Inmunolectina B; LPS = Proteína de unión LPS y b-1,3 glucano; 28S = subunidad del ARN ribosomal 28S.

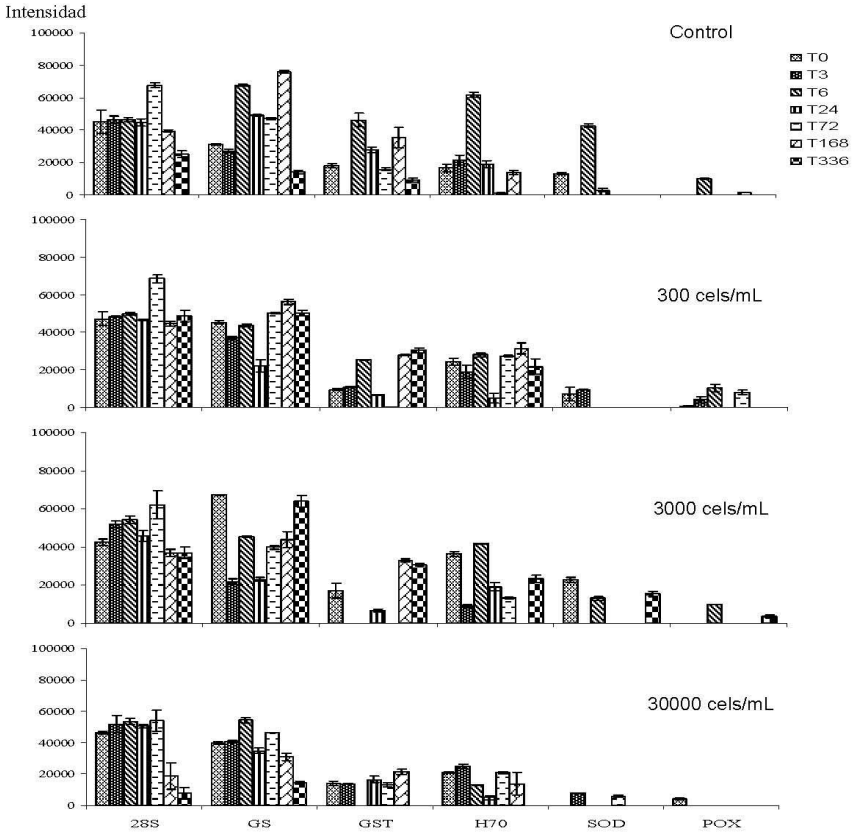

Figura 3. Genes indicadores de proteínas de estrés de *C. gigas* expuesto a *P. lima*. GS = Glutamina sintetasa; GST = Glutatión S-transferasa; H70 = Proteína de shock térmico 70; SOD = Superóxido dismutasa CuZn; POX = Peroxidasa melanogénica; 28S = subunidad del ARN ribosomal 28S.

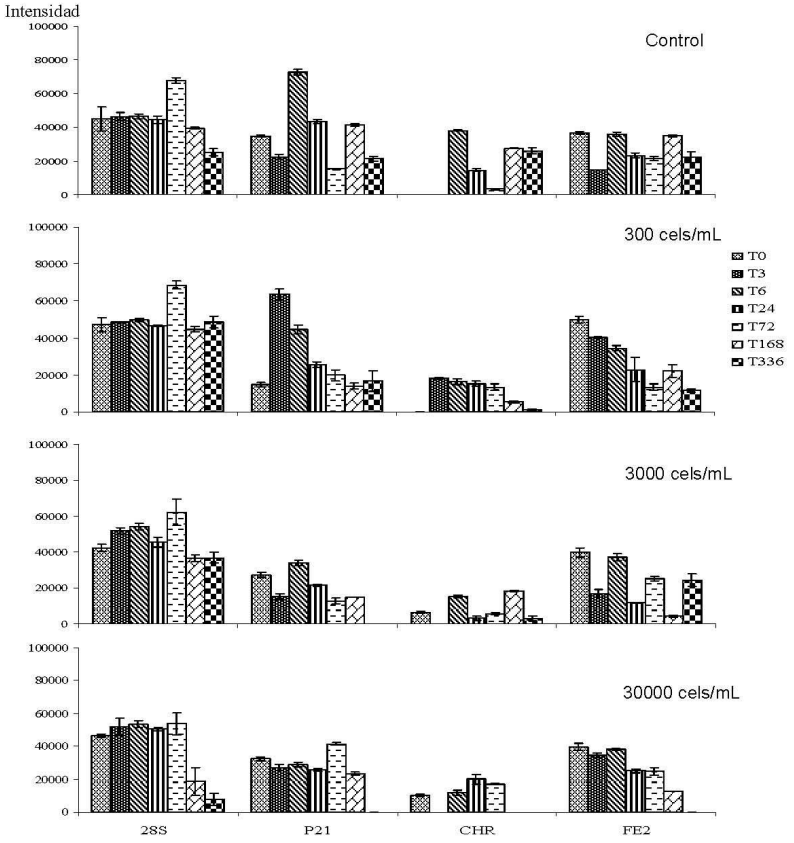

Figura 4. Genes indicadores de regulación de ácidos nucleicos de *C. gigas* expuesto a *P. lima* PRL-1. P21 = Proteína p21; CHR = Sub.1 dell factor de ensamblaje p55 de la cromatina; FE2 = Factor de elongación 2; 28S = subunidad del ARN ribosomal 28S.

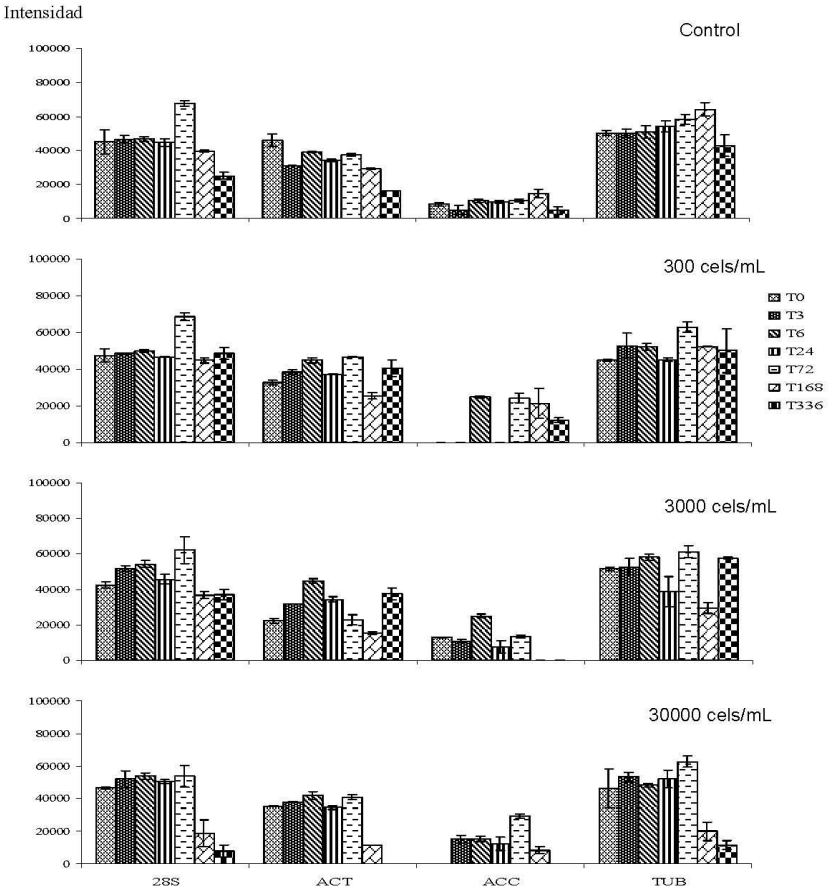

Figura 5. Genes indicadores de citoesqueleto de *C. gigas* expuesto a *P. lima* PRL-1. ACT = Actina GIA; ACC = Actina citoplasmatica; TUB = Tubulina; 28S = subunidad del ARN ribosomal 28S.

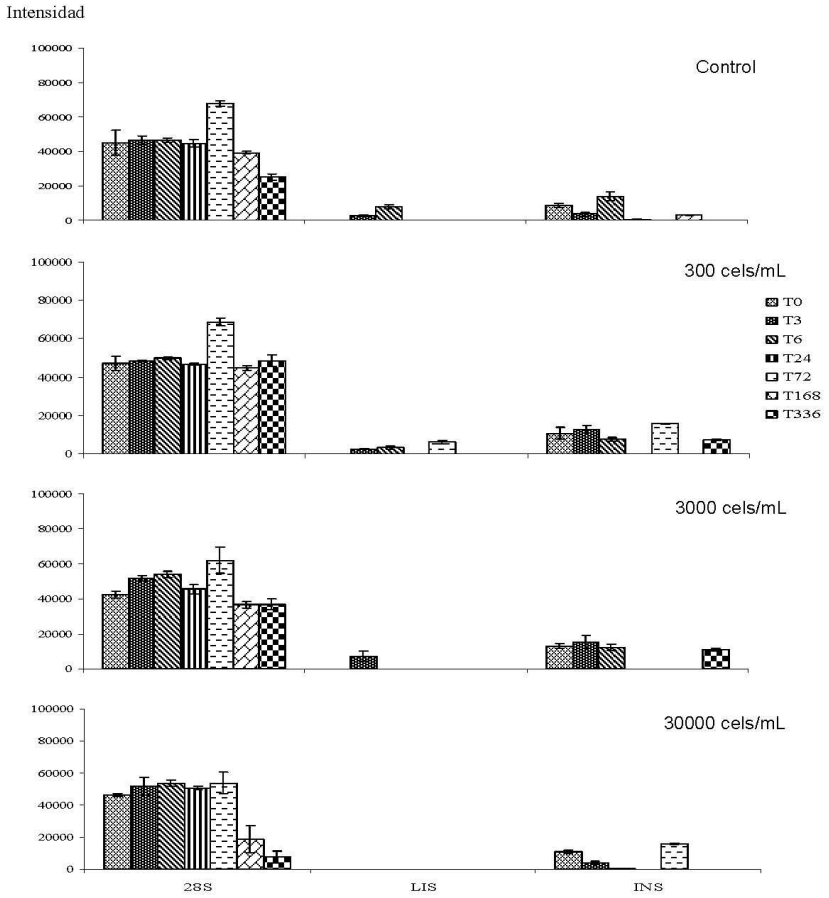

Figura 6. Genes indicadores de regulación proteíca de *C. gigas* expuesto a *P. lima* PRL-1. LIS = Lisozima; INS = Inhibidor de proteinasas; 28S = subunidad del ARN ribosomal 28S.

Discusión

Mediante el análisis de los resultados de los niveles de expresión de 25 genes (bioensayo de exposición de ostiones de 3-5 mm), se pudo confirmar las observaciones de Manduzio *et al.* (2005), al encontrar que la primera barrera de defensa de los organismos está dada por proteínas de estrés: los genes seleccionados como indicadores de este proceso metabólico, presentaron una expresión mayor en comparación a la del resto de los genes monitoreados (Figura 3). Adicionalmente, se puede observar que los niveles de expresión alcanzados por estos genes son afectados tanto por el tiempo como por la densidad de microalgas a las que los organismos fueron expuestos.

Por otra parte, la expresión de SOD en los ostiones de 3 a 5 mm se detectó básicamente como respuesta temprana (experimento de exposición agudo, < 24h) (Figura 3), lo que coincide con lo reportado por Campa-Córdova *et al.* (2009) en juveniles de *Litopenaeus vannamei* y *Nodipecten subnodosus* retados con 5,000 cels/mL de *P. lima* donde su actividad enzimática relativa se observó dentro las primeras 6 horas de exposición. En lo que se refiere a la Glutamina sintetasa (GS), se observó un aumento gradual en los niveles de expresión al incrementarse la concentración de *P. lima*. Al realizar el ANOVA, la expresión de la GS presentó diferencias significativas respecto a los controles cuando los ostiones se expusieron a los TR1 y TR3 (Figura 3). En otros trabajos, se ha demostrado que la expresión de la GS está asociada con la respuesta de *C. gigas* a pesticidas, a otros contaminantes hidrocarbonados y a infecciones con parásitos (Boutet *et al.*, 2004b; Tanguy *et al.*, 2005).

En *C. gigas*, el segundo proceso metabólico que presenta una respuesta inmediata en ambientes de estrés es la cadena respiratoria. Se ha demostrado que los organismos bajo condiciones de estrés reducen su tasa respiratoria y buscan alternativas para alimentarse (Dahlhoff, 2004; Tran *et al.*, 2010). La ATP sintetasa subunidad beta participa directamente en la síntesis de ATP. Por tanto, al identificar una baja señal de amplificación se deduce que la expresión de este gen disminuye bajo nuestras condiciones de exposición a *P. lima* (Figura 1). La expresión del gen COI fue detectada en todas las condiciones experimentales

probadas, sin embargo, presentó variaciones respecto al tiempo de exposición y a la concentración del dinoflagelado (Figura 1) y puede ser considerada como indicador de un desorden metabólico tardío; detectado en el TR3 a los 7 días de exposición (168 h). No obstante, a las 6 h de exposición con el TR2 el gen COI presentó alto nivel de expresión (aún por encima del tratamiento control), lo que indica gran actividad en la cadena respiratoria, probablemente para mantener en lo posible la homeostasis metabólica del organismo (Figura 1).

Si a lo anterior le sumamos la respuesta del canal iónico $P2X_4$ (purino-receptor) (Figura 1) que tiene mayor permeabilidad de calcio, la entrada de elevadas cantidades de este ión a través de los canales puede contribuir a una patología asociada con estos receptores, comúnmente provocada por ATP (Galindo & Flores, 2006), lo que confirma la presunción de que durante el bioensayo (a las 6 h de exposición) se presentó una situación crítica que no fue percibida ni controlada (datos en análisis). En el proceso de regulación de ácidos nucleicos (genes *p21*, *chr* y *fe2*) (Figura 4), se determinaron diferencias significativas entre la expresión de estos genes respecto al control, el tiempo de exposición y la densidad celular de *P. lima* probadas. Por lo tanto, puede decirse que los tres genes son excelentes indicadores de afectación, por lo que serán útiles en la realización de los análisis mediante qPCR. Cabe destacar que P21 produce alteraciones en la regulación del ciclo celular, deteniendo el proceso de división celular por inhibición de la replicación de DNA al actuar sobre las ciclin-quinasas (CDKs); frecuentemente se le relaciona con la recurrencia tumoral (Vallamanya *et al*., 2006).

Sin embargo, se requieren más estudios para corroborar el impacto de *P. lima* PRL-1 en la inducción de la expresión de este gen, así como su participación en la formación de micronúcleos, que son estructuras nucleares observadas por Carvalho Pinto-Silva *et al*. (2005) en *Perna perna* (Bivalvia). La expresión de inmunolectina B, se considera en *C. gigas* como un mecanismo de respuesta inmune mediada por los hemocitos y proteínas disueltas en la hemolinfa (aglutininas y lisina). Por tanto, la presencia del amplicón de inmunolectina B, como respuesta temprana (6 h) tanto en los organismos control como en tratamientos, se suma a la incógnita de lo sucedido en el bioensayo a ese tiempo, y nos obliga a realizar un segundo bioensayo en fase aguda (24 h), con la recomendación de tomar más muestras a intervalos de tiempo menores (Figura 2).

La expresión del gen que codifica la proteína de unión a lipopolisacárido-b-1,3 glucano (LPS) presentó variación en los TR1 y TR3 ($3x10^2$ y $3x10^3$ cels/mL, respectivamente), además del efecto por el factor tiempo, así como la interacción de ambos factores (tiempo-concentración) (Figura 2). Lo anterior permite inferir (de manera preliminar) que la síntesis de transcritos de LPS-b 1-3 glucano es parte de una respuesta de protección del ostión ante la presencia del dinoflagelado tóxico. De acuerdo con Tanguy *et al.* (2005) la proteína LPS-b 1-3 glucano forma un complejo de reconocimiento proteico (LGBP) que se ha demostrado activa la cascada profenoloxidasa y resulta ser una respuesta general de moluscos ante condiciones de estrés (independientemente de su naturaleza). En el bioensayo se observó oscurecimiento en la pigmentación de los organismos expuestos al TR3 ($3x10^4$ cels/mL) y la tasa de aclaramiento aparente fue menor.

La expresión constitutiva de ciertos genes permite aumentar los niveles de resistencia del organismo frente al dinoflagelado tóxico, así proteínas como la actina, actina citoplasmática y tubulina desempeñan un papel directo en el mantenimiento del estado de resistencia (Figura 5) (Baqueiro-Cárdenas *et al.*, 2007; Tran *et al.*, 2010). La expresión del gen que corresponde al inhibidor de proteasas, cuya participación metabólica está involucrada en regulación proteica en los organismos (funciona en la digestión y en la reducción de proteínas no deseadas), se observó como una respuesta temprana (o en fase aguda), ya que en la parte sub-crónica del experimento (> 24) prácticamente estuvo ausente su expresión (Figura 6). Lo mismo sucedió con los transcritos del gen que codifica la lisozima. Las observaciones confirman el estado de aletargamiento metabólico del ostión, sugiriendo que la fuente principal de energía para el sostenimiento metabólico, bajo estas condiciones de estrés, son proteínas y lípidos, lo que se refleja en disminución del desarrollo y de la tasa de crecimiento (Wikfors, 2005).

Hasta el momento, nuestros resultados permiten demostrar que el perfil de respuesta a nivel molecular respecto a expresión génica (inducción o supresión) en *C. gigas* es un proceso activo y controlado por múltiples genes, como respuesta a la exposición a un organismo toxigénico, productor de toxinas DSP. Además, la respuesta sistémica no está acompañada de formación de lesiones aparentes y representa, por tanto, la situación defensiva idónea, ya que como

C. gigas otros bivalvos tampoco presentan daño aparente a pesar de la ingesta (Hégaret *et al*., 2007) y bioacumulación temporal de toxinas dada por la ingestión de organismos toxigénicos (Bauder & Cembella, 2000; Bauder *et al*., 2001; Pearce *et al*., 2005).

Estos resultados generan mayor inquietud respecto a la respuesta molecular del ostión ante la exposición a un dinoflagelado tóxico productor de toxinas DSP, aún cuando se cuenta con un avance significativo con relación a la comprobación de la afectación de rutas metabólicas específicas involucradas tanto en una respuesta adaptativa como compensatoria. A la fecha, se realizó un segundo bioensayo con organismos juveniles de 40-60 mm, expuestos a dos tratamientos de *P. lima* (TR2 y TR3), para determinar la expresión tejido-específica (hemolinfa, músculo, branquia, gónada y glándula digestiva) tanto en fase aguda (0, 3, 6, 12 y 24 h) como sub-crónica (0, 1, 3, 7, 10 y 14 días), acortando los intervalos de muestreo durante la exposición con la finalidad de realizar un análisis más específico. Una vez que se analicen los resultados obtenidos en este bioensayo, se determinarán las condiciones experimentales que se establecerán para la elaboración de las librerías de hibridación sustractivas, a partir de ARN en hemocitos, glándula digestiva y branquia.

Referencias

Ajuzie, C.C. 2007. Palatability and fatality of the dinoflagellate *Prorocentrum lima* to *Artemia salina. J. Appl. Phycol*., 19: 513–519.

Baqueiro-Cárdenas, E.R., L. Borade, C.G. Goldaracena-Islas & J. Rodríguez-Navarro. 2007. Los moluscos y la contaminación: una revisión. *Rev. Mex. Biodivers*., 78: 1–7.

Bardovil, M., M. Bohec, M. Cormerais, S. Bougrier & P. Lassus. 1993. Experimental study of the effect of a toxic microalgal diet on feeding of the oyster *Crassostrea gigas* Thunberg. *J. Shellfish Res*., 12: 417–422.

Bauder, A.G. & A.D. Cembella. 2000. Viability of the toxic dinoflagellate *Prorocentrum lima* following ingestion and gut passage in the bay scallop *Argopecten irridians*. *J. Shellfish Res*., 19: 321–324.

Bauder, A.G., A.D. Cembella, V.M. Bricelj & M.A. Quilliam. 2001. Uptake and fate of diarrhetic shellfish poisoning toxins from the dinoflagellate *Prorocentrum lima* in the bay scallop *Argopecten irridians*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 213: 39–52.

Bougrier, S., A.J.S Hawkins & M. Héral. 1997. Preingestive selection of different microalgal mixtures in *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis*, analyzed by flow cytometry. *Aquaculture*, 150: 123–134.

Boutet, I., A. Tanguy & D. Moraga. 2004a. Characterization and expression of four mRNA sequences encoding glutathione S-transferases pi, mu, omega and sigma classes in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* exposed to hydrocarbons and pesticides. *Mar. Biol.*, 146: 53–64.

Boutet, I., A. Tanguy & D. Moraga. 2004b. Molecular identification and expression of two non-P450 enzymes, monoamine oxidase A and flavin-containing monooxygenase 2, evolved in phase I of xenobiotic biotransformation in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1679: 29–36.

Campa-Córdova, A.I, E.J. Núñez-Vázquez., A. Luna-González, M.J. Romero-Geraldo & F. Ascencio. 2009. Superoxide dismutase activity in juvenile *Litopenaeus vannamei* and *Nodipecten subnodosus* exposed to the toxin dinoflagellate *Prorocentrum lima*. *Comp. Biochem. Phys. Part C*, 149: 317–322.

Carvalho Pinto-Silva, C.R., EE. Creppy & W.G Matias. 2005. Micronucleus test in mussels *Perna perna* fed with the toxic dinoflagellate *Prorocentrum lima*. *Toxicol*., 79: 422–426.

Cognie, B., L. Barillé & Y. Rincé. 2001. Selective feeding of the oyster *Crassostrea gigas* fed on a natural microphytobenthos assemblage. *Estuar. Coast*, 24: 126–131.

Cortés-Altamirano, R. & A.P. Sierra-Beltrán. 2008. Biotoxins from freshwater and marine harmful algal bloom occurring in Mexico. *Toxin Review*, 27: 27–77.

Dahlhoff, E.P. 2004. Biochemical indicators of stress and metabolism: applications for marine ecological studies. *Ann. Rev. Physiol.*, 66: 183–207.

David, E., A. Tanguy, K. Pichavant & D. Moraga. 2005. Response of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* to hypoxia exposure under experimental conditions. *FEBS J.*, 272: 5635–5652.

De las Heras, S. 2009. *Efecto de dinoflagelados tóxicos del genero Prorocentrum (Dinophyceae) en el ostión japonés Crassostrea gigas (Thunberg, 1793)*. Tesis

de licenciatura. UABCS, La Paz, 75 p.

Doucet, E., N. Ross & M.A. Quilliam. 2007. Enzymatic hydrolysis of esterified diarrhetic shellfish poisoning toxins and pectenotoxins. *Anal. Bioanal. Chem.*, 389: 335–342.

Farcy, E., C. Voiseux, J.M. Lebel & B. Fiévet, B. 2008. Transcriptional expression level of cell stress marker genes in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* exposed to acute thermal stress. *Cell Stress Chaperon*, DOI 10.1007/s12192-008-00918.

Gainey, L.F. & S.E. Shumway. 1988. A compendium of the responses of bivalve molluscs to toxic dinoflagellates. *J. Shellfish Res.*, 7(4): 623–628.

Galimany, E., I. Sunila, H. Hégaret, G.H. Wikfors & M. Ramón. 2008. Pathology and immune response of the blue mussel (*Mytilus edulis L.*) after an exposure to the harmful dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. *Harmful Algae*, 7: 630–638.

Galindo, F. & A. Flores. 2006. De la energética a la neurotransmisión de adenosin trifosfato y sus receptores. *Rev. Neurol.*, 43: 667–677.

Gerdes, D. 1983. The Pacific oyster *Crassostrea gigas*: Part I. Feeding behavior of larvae and adults. *Aquaculture*, 31: 195–219.

Gilbert, P. & G. Pitcher. 2001. *GEOHAB: Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms*. Science Plan P. SCOR y OIC, Baltimore, 86 p.

González-Rivera, L. 2009. *Estudio de la capacidad hepatocarcinogénica del extracto de toxinas diarreicas (DSP) del dinoflagelado Prorocentrum lima (Ehrenberg) Dodge, en el modelo del hepatocito resistente en la rata Fischer 344*. Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 49 p.

Guillard, R.L.L. & R.H. Ryther. 1975. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates, 29–60. En: Smith, W.L. & M.M. Chalg (Eds.) *Culture of Marine Invertebrate Animals*. Plenum Press, Nueva York.

Hégaret, H., G.H. Wikfors & S.E. Shumway. 2007. Diverse feeding responses of five species of bivalve mollusk when exposed to three species of harmful algae. *J. Shellfish Res.*, 26(2): 549–559.

Heredia-Tapia, A., B.O. Arredondo-Vega, E.J. Núñez-Vázquez, T. Yasumoto, M. Yasuda & J.L. Ochoa. 2002. Isolation of *Prorocentrum lima* (Syn. *Exuviaella lima*) and diarrhetic shellfish poisoning (DSP) risk assessment in the Gulf of California, México. *Toxicon*, 40: 1121–1127.

Lacoste, A., S.K. Malham, F. Gelebart, A. Cueff & S.A. Poulet. 2002. Stress-induced

immune changes in the oyster *Crassostrea gigas*. *Dev. Comp. Immunol.*, 26: 1–9.

López-Cuevas, A. 2009. *Determinación de la cinética de crecimiento de Prorocentrum lima (PRL-1)*. Memoria de Residencia Profesional. Instituto Tecnológico de La Paz, 69 p.

Manduzio, H., B. Rocher, F. Durand, C. Galap & F. Leboulenger. 2005. The point about oxidative stress in mollusks. *Invertebr. Survival J.*, 2: 91–104.

Núñez-Vázquez, E., A. Heredia-Tapia, J. Pérez-Urbiola, R. Alonso-Rodríguez, J. Arellano-Blanco, A. Cordero-Tapia, J. Pérez-Linares & J.L. Ochoa. 2003. Evaluation of dinoflagellate toxicity implicated in recent HAB events in the Gulf of California, México, 64 p. En: Holland, P., L. Rhodes & L. Brown (Eds.) *Proceedings from HABTech 2003 Workshop, APEC Cawthron Report No. 906*. Nelson, Nueva Zelanda.

Paul, V.J., K.E. Arthur, R. Ritson-Williams, C. Ross & K. Sharp. 2007. Chemical defenses: from compounds to communities. *Biol. Bull.*, 213: 226–251.

Pearce, I., J.H. Handlinger & G.M. Hallegraeff. 2005. Histopathology in Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) spat caused by the dinoflagellate *Prorocentrum rhathymum*. *Harmful Algae*, 4: 61–74.

Pipe, R.K. & J.A. Coles. 1995. Environmental contaminants influencing immune function in marine bivalve molluscs. *Fish & Shellfish Immun.*, 5: 581–595.

Saavedra, C. & E. Bachére. 2006. Bivalve genomics. *Aquaculture*, 256: 1–14.

Shumway, S.E. & T.L. Cucci. 1987. The effect of the toxic dinoflagellate *Protogonyaulax tamarensis* on the feeding and behavior of bivalve molluscs. *Aquat. Toxicol.*, 10: 9–27.

Smayda, T.J. 2002. Adaptive ecology, growth strategies and the global bloom expansion of dinoflagellates. *J. Oceanography*, 58: 281–294.

Tanguy, A., I. Boutet, J. Laroche & D. Moraga. 2005. Molecular identification and expression study of differentially regulated genes in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in response to pesticide exposure. *FEBS J.*, 272: 390–403.

Tiscar, P.G. & F. Mosca. 2004. Defense mechanisms in farmed marine molluscs. *Vet. Res. Commun.*, 28: 57–62.

Tran D., H. Haberkorn, P. Soudant, P. Ciret & J.C. Massabuau. 2010. Behavioral responses of *Crassostrea gigas* exposed to the harmful algae *Alexandrium minutum*. *Aquaculture*, 298(3-4): 338–345.

Vallamanya, F.R., A. Laborda Rodríguez, J. Lloreta Trull, A.R. Cortadellas, J. Placer Santos & A. Gelabert Mas. 2006. Expresión inmunohistoquímica de p53, p21, p16 y ciclina DI en el cáncer de vejiga superficial. Estudio en un soporte de tissue microarray. *Actas Urol. Esp.*, 30: 754–762.

Wikfors, G.H. 2005. A review and new analysis of trophic interactions between *Prorocentrum minimum* and clams, scallops and oysters. *Harmful Algae*, 4: 585–592.

Capítulo 4

Asincronía en la especiación asociada con el levantamiento del Istmo de Panamá: el caso de los haemúlidos

Jose Tavera

CIBNOR
Becario CONACYT 213311

Resumen

Las especies hermanas separadas por el Istmo de Panamá han sido ampliamente usadas para calibrar temporalmente las tasas de evolución, asumiendo que el aislamiento ocurrió casi de manera simultanea. La familia Haemulidae presenta una distribución geográfica amplia lo que deriva en un alto potencial para probar esta hipótesis. Las relaciones filogenéticas basadas en los métodos Bayesianos y de Máxima Verosimilitud fueron evaluados mediante tres genes mitocondriales y dos nucleares. De los siete pares originalmente propuestos como hermanos por Jordan (1908), los datos moleculares y los diferentes métodos de reconstrucción filogenética solo recuperaron consistentemente cuatro pares, los cuales no presentaron una divergencia sincrónica asociada con el levantamiento final del Istmo de Panamá. Las condiciones cambiantes durante este evento geológico pudieron haber tenido efectos diferenciales sobre los requerimientos ecológicos de diversos haemúlidos, causando asincronía en los tiempos de especiación.

Palabras clave: Haemulidae**,** especiación, evolución, filogenia, Istmo de Panamá

Asynchrony in speciation associated with the rise of the Panama Isthmus: haemulids case study

Abstract

Sister species separated by the Isthmus of Panama have been widely used to time calibrate rates of evolution, based on the assumption that isolation occurred simultaneously. The family Haemulidae has a broad geographic distribution resulting in a unique potential for this hypothesis testing. Phylogenetic relationships based on Bayesian and Maximum likelihood methods were evaluated with three mitochondrial and two nuclear genes. From the seven putative geminate pairs proposed by Jordan (1908), molecular data and different phylogenetic reconstruction methods consistently recovered only four; yet our data did not support a contemporaneous divergence associated with the final closure of the Panamanian isthmus. The varying conditions during this active geological process may have had differential effects upon the ecological requirements of the different grunt species, causing the asynchrony in the speciation times.

Keywords: Haemulidae, speciation, evolution, phylogeny, Panamanian Isthmus

Introducción

El levantamiento del Istmo de Panamá ha sido un extenso y complejo proceso ocurrido en los últimos 15 millones de años (Ma), con consecuencias fundamentales sobre la circulación global, patrones climáticos, biogeografía, ecología y evolución de la fauna terrestre y marina (Stehli & Webb, 1985); consolidando uno de los eventos vicariantes de mayor importancia en la diversificación de especies del continente Americano. Este evento ha sido motivo de hipótesis, teorías y conclusiones acerca de la estrecha afinidad existente entre faunas marinas a cada lado de la placa continental. Sin embargo, sus efectos pudieron haber afectado de manera heterogénea a cada taxón dependiendo de su ecología y su historia de vida (Coates & Obando, 1996). La conexión existente entre el Atlántico Occidental y el Pacífico Oriental se cerró definitivamente durante el Plioceno temprano aproximadamente hace 3.5 Ma (Duque-Caro, 1990). La emergencia completa del Istmo fue la culminación de una extensa historia geológica que involucró el crecimiento y migración del arco volcánico centroamericano, en la unión de las placas del Caribe y la del Pacífico y su coalición con Sur América (Coates & Obando, 1996).

Para probar la hipótesis del aislamiento simultáneo ocasionado por el cierre definitivo del paso marino entre el Atlántico Occidental y el Pacífico Oriental la familia Haemulidae fue considerada como modelo. Esta familia constituida por 17 géneros y aproximadamente 150 especies se distribuye circuntropicalmente en los océanos Atlántico, Índico y Pacífico (Nelson, 2006). En América 11 de 13 géneros y 40 especies se encuentran habitando el Pacífico Oriental y 7 géneros y 28 especies se restringen al Atlántico Occidental, con una sola especie aparentemente compartida entre ambas cuencas. Los haemúlidos habitan principalmente ambientes marinos y estuarinos, aunque algunas especies están presentes en agua dulce. Los haemúlidos son un recurso íctico importante en las capturas de las pesquerías ribereñas en todo el margen tropical y subtropical de las dos costas de América (Froese & Pauly, 2011).

Debido a su distribución geográfica, los haemúlidos son un grupo con elevado potencial para estudios biogeográficos, ya que presenta especies distribuidas en islas exclusivamente oceánicas con congéneres ligados estrictamente a ambientes costeros. También está conformada por poblaciones disjuntas separadas por eventos vicariantes, como la apertura del Golfo de California, la barrera física ocasionada por la desembocadura del río Amazonas y el levantamiento del Istmo de Panamá. A este último evento Jordan (1908) atribuyó la formación de siete pares de haemúlidos como posibles especies hermanas. Es por esto que mediante el uso de datos moleculares se pretende corroborar la existencia de estos siete pares putativos de especies hermanas, previamente sugeridas debido a su similitud morfológica y de coloración, y a la vez relacionar los respectivos procesos de especiación con la temporalidad del levantamiento del Istmo de Panamá.

Material y métodos

La colecta de especies se realizó en diferentes campos pesqueros, mercados y en salidas de campo. La cantidad de ejemplares muestreados por especie fluctúo entre 2-15 individuos por especie. Un pedazo de músculo o de aleta fue preservado en etanol al 96% para la extracción de ADN. La identificación de las especies se realizó mediante las claves existentes para la familia, así como bibliografía especializada (Courtenay & Walter, 1961; Cervigón, 1993; Allen & Robertson, 1994; McKay & Schnider, 1995; Hoese *et al*., 1998; Chirichigno & Cornejo 2001; Lindeman & Toxey, 2003).

La extracción de ADN se efectuó mediante la digestión de 250 mg de músculo y proteinasa K en un amortiguador de rompimiento (10 mM Tris, 400 mM NaCl, 2 mM EDTA, 1% SDS), la solución se dejó incubando durante 18 horas a 55 °C. Posteriormente, se realizó la purificación del ADN con cloroformo y precipitación en alcohol (Sambrook & Russell, 2001). Las relaciones moleculares de los haemúlidos se basaron en los marcadores mitocondriales Citocromo Oxidasa I (COI), Citocromo *b* (CYTB) y gen ribosomal 16S (*r*16S); y los genes nucleares: gen activante de la recombinación 2 (RAG2) y el primer intrón del gen ribosomal S7. Las secuencias de ADN del CYB, COI, S7 y RAG2 han sido usadas

previamente para explorar las relaciones filogenéticas de los géneros *Anisotremus* y *Haemulon* (Bernardi & Lape, 2005; Bernardi *et al*., 2008; Rocha *et al*., 2008).

Todas las reacciones de PCR (*Polymerase Chain Reaction* por sus siglas en inglés) fueron a partir de un volumen total de 13 µL conteniendo 0.5 µL de ADN purificado, 0.625 µL de cada iniciador a una concentración de 20 µm (forward-reverse) y 11.25 µL de Termo Scientific 1.1x PCR Master Mix (2.5 mM $MgCl_2$). Para la amplificación se usaron iniciadores universales y para algunas especies fue necesario diseñarlos. Las secuencias y los autores pueden verse en la Tabla 1. Los programas de amplificación siguieron los siguientes pasos: desnaturalización inicial de 1 a 3 min; 30-35 ciclos a 94 °C por 45 s, seguidos de 45 s a una temperatura de alineamiento de entre 52–56 °C (dependiendo del locus) y 60 s a 72 °C con una extensión final de 3 min a 72 °C. Las secuencias nucleotídicas fueron obtenidas en dirección *forward* en el secuenciador automático ABI 3100 (Applied Biosystems, Foster City, CA). Las secuencias fueron editadas con el programa Geneious v5.0 (Biomatters) y alineadas con la función MAFFT (Katoh *et al*., 2002) En el caso de los marcadores nucleares, los individuos heterocigotos fueron codificados de acuerdo a los códigos de ambigüedad de la IUPAC.

Tabla 1. Iniciadores usados para amplificar las regiones mitocondriales y nucleares de los haemúlidos.

Gen	Cebador	Secuencia 5' - 3'	Referencia
*r*16S	16SAR	CGC CTG TTT ATC AAA AAC AT	Palumbi, 1996
	16SBR	CCG GTC TGA ACT CAG ATC ACG	
COI	CO1_VF2T1	TCA ACC AAC CAC AAA GAC ATT GGC AC	Ward *et al*., 2005
	CO1_VR1dT1	TAG ACT TCT GGG TGG CCR AAR AAY CA	Ivanova *et al*., 2006
CytB	Gludgl	TGA CTT GAA RAA CCA YCG TTG	Palumbi *et al*., 1991
	CB3H	GAA TGA TAY TTC CTA TTT GCC	
	Hae_Gludgl	GAY GCA YTA RTY GAY CTY CCR GC	Este estudio
	Hae_CB3H	GGG TCY CCI ARI ARR TTI GG	
RAG2	RAG2-F1	GAG GGC CAT CTC CTT CTC CAA	Lovejoy, 1999
	RAG2-R3	GAT GGC CTT CCC TCT GTG GGT AC	
	RAG2_HaeFw	CTY GAY CCY TAT GAT GGG C	Este estudio
	RAG2_HaeRv	TCT GTG GGT ACA CCA AGT A	
S7	S7RPEX1F	TGG CCT CTT CCT TGG CCG TC	Chow & Hazama, 1998
	S7RPEX2R	AAC TCG TCT GGC TTT TCG CC	

Con el programa jModelTest 0.1.1 (Posada, 2008) se determinó el modelo de sustitución mejor ajustado a los datos de cada gen. Los criterios de información para seleccionar el modelo fueron el Bayesiano y el corregido de Akaike. Los análisis fueron realizados de manera independiente para cada gen y en una matriz concatenada con una serie de particiones (por gen, mitocondrial-nuclear, estructura secundaria para el rARN y para los genes codificantes la posición del codón). En el modelo determinado por jModelTest se incorporaron los valores: proporción de sitios invariables, la distribución gamma y la proporción de cada base de aminoácidos para alimentar la información usada en los programas GARLI v2.0 (Zwickl, 2006), RAXML-GUI 0.93 (Stamatakis, 2006) y Mr Bayes v3.2 (Ronquist & Huelsenbeck, 2003). Para GARLI se realizaron 5 corridas independientes usando los valores obtenidos en el jModelTest con el criterio de detención automática, permitiendo que estos valores sean re-estimados durante le ejecución y terminando la búsqueda cuando el valor de –ln de verosimilitud permanece constante por mas de 20,000 generaciones consecutivas, se conservó el árbol que maximice este valor para cada corrida.

El soporte fue evaluado con 100 replicas bootstrap. Fue empleado el árbol seleccionado a partir de cada corrida usando la rutina SumTrees de DendroPy 3.7.0 (Sukumaran & Holder, 2010). El programa RAXML fue ejecutado 5 veces independientemente con 500 procedimientos bootstrap. La regla de mayoría se usó para calcular el consenso con el programa Phyutility 2.2 (Smith & Dunn, 2008). La inferencia bayesiana se exploró con el programa Mr.Bayes 3.2 (Ronquist & Huelsenbeck, 2003) ajustando probabilidades *a priori* en el modelo evolutivo sugerido por jModelTest permitiendo que los valores sean recalculados en la corrida. Cuatro cadenas de Markov muestrearon la superficie del espacio de probabilidad en dos corridas simultáneas pero independientes usando dos árboles tomados al azar como inicio para la exploración. El número de generaciones de muestreo fluctúo dependiendo de la convergencia de las cadenas (frecuencia de muestreo 100 generaciones). Las dos corridas fueron combinadas y el 25% de los árboles iniciales fueron descartados. Para evaluar que la corrida fuera representativa del espacio de probabilidad posterior de todos los parámetros del modelo, se usó el tamaño efectivo de muestreo, estadístico obtenido con el programa Tracer 1.5 (Drummond & Rambaut, 2007).

El método Bayesiano de coalescencia multiespecífico y multilocus (*BEAST) fue también empleado, ya que ha sido demostrado de manera teórica y empírica que tiene un mejor desempeño que los métodos de análisis concatenados (Heled & Drummond, 2010). Este método estima simultáneamente múltiples árboles de genes embebidos en un árbol compartido de especies, especificando las relaciones ancestrales (topología) a la vez que los tiempos de divergencia entre los linajes. La prueba denominada *Likelihood Ratio Test* (LRT), implementada en el programa PAUP, fue usada para probar la hipótesis nula de que los datos evolucionan conforme al modelo del reloj molecular estricto. Para la comparación de los diferentes escenarios de divergencia temporal se planteó como hipótesis nula que todos los pares de especies putativamente transístmicos (Jordan, 1908; Lessios, 2008), recuperados mediante los análisis filogenéticos, fueran contemporáneos. Con el fin de poner a prueba esta hipótesis el programa BEAST v1.6.1 (Drummond & Rambaut, 2007) fue empleado para calcular un árbol relativo al tiempo. El árbol semilla fue preparado en el programa Treedit (Rambaut & Charleston, 2002), a partir del filograma obtenido en Mr.Bayes, haciéndolo ultramétrico mediante la transformación no-paramétrica de suavizado de tasa (NPRS) (Sanderson, 1997).

El modelo de evolución para el árbol siguió el proceso de origen de especies de Yule y el reloj molecular fue estimado mediante un modelo relajado con distribución log normal {Drummond, 2006 #350}(Drummond *et al*., 2006). El tamaño de las cadenas fue de 10 millones de generaciones con los parámetros muestreados cada 1,000. Las estadísticas de convergencia fueron monitoreadas en Tracer v1.5. TreeAnnotator v1.5.4 (Rambaut & Drummond, 2007) para obtener el árbol de máxima credibilidad a partir de los 10,000 árboles después de descartar 25% de la fase de calentamiento. Para comparar los valores del tiempo de divergencia de cada nodo que une a los diferentes pares de especies hermanas, éste valor fue extraído de todos los árboles incluidos en la probabilidad posterior de la corrida y los valores fueron comparados entre sí. Alternativamente, el/los nodos mas recientes entre los pares transístmicos fueron calibrados usando una distribución normal con media de 3.2 ± 0.25 de desviación estándar, de esta manera el 95 % del intervalo de confianza corresponde a los limites superior e inferior en millones de años calculada para el cierre final del Istmo de Panamá (Duque-Caro, 1990; Coates & Obando, 1996; Sanderson, 1997).

Resultados

De los siete pares putativos propuestos por Jordan (1908), solo se recuperaron cuatro: *Anisotremus interruptus - A. surinamensis, A. taeniatus - A. virginicus, Conodon nobilis - C. serrifer* y *Haemulon steindachneri* Pacífico - *H. steindachneri* Atlántico. El par de especies *Pomadasys branickii - P. Crocro* fue recuperado en este trabajo, sin embargo la falta de datos pertenecientes a la especie *P. bayanus*, una especie morfológica y ecológicamente muy similar a *P. crocro* evita que se pueda corroborar a este como un verdadero par de especies hermanas, separadas por el levantamiento del Istmo de Panamá. Otros pares como *Haemulon scudderi – H. parra* y *H. sexfasciatum – H. album*, no fueron recuperados como especies hermanas en este estudio y su similitud se debe mas a convergencia morfológica que a una relación ancestro descendiente como se demuestra en este estudio (Figura 1) y en el de Rocha *et al.* (2008).

Todos los análisis encuentran clados monofiléticamente recíprocos en los cuatro (*bona fide*) pares de especies geminadas aunque la magnitud de la divergencia genética (*p. ej.* distancia genética corregida) con los cinco genes, es inconsistente con un aislamiento simultáneo (Tabla 2; Figuras 1 y 2). Estas diferencias pueden asociarse con las hipótesis: 1) tiempo de divergencia entre las especies hermanas y 2) tasas diferenciales de sustitución nucleotídica entre los linajes. El árbol calibrado (*p. ej.* relativo al tiempo) mediante el programa BEAST permite concluir que las tasas son similares entre los cuatro pares, favoreciendo la primera hipótesis, donde la divergencia no ocurre de manera simultánea, a pesar de que se observa un traslape en los intervalos de credibilidad de los nodos de las respectivas especies hermanas (IC) al 95%. En el 69% de los árboles el tiempo del ancestro común mas reciente (tACMR) del par *A. taeniatus* + *A. virginicus* fue mayor que el de *A. interruptus* + *A. surinamensis* con un valor de Ln factor Bayes de 0.839; entre el 99-98% de los arboles el tACMR del par de especies de *Haemulon* fue mayor que cualquiera de los dos pares de *Anisotremus* (Ln BF 4.88-3.86); y en el 98% de las ocasiones el tACMR de *Conodon* fue mayor al de *Haemulon* con Ln BF = 3.87. A pesar del traslape del IC de los nodos del tACMR, en todos, menos entre los pares de *Anisotremus*, los tiempos de divergencia fueron diferentes (Figura 2).

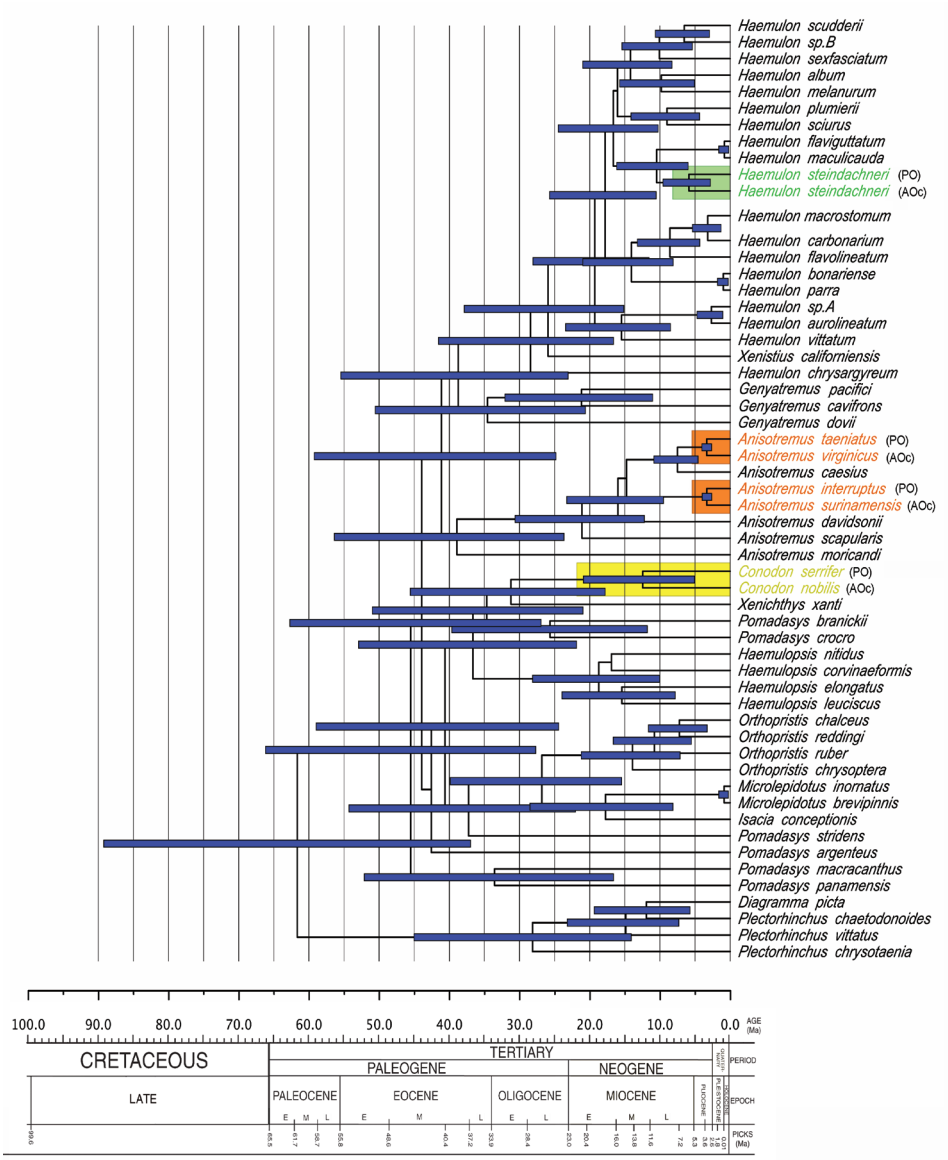

Figura 1. Árbol filogenético calibrado en el tiempo, inferido a partir de la matriz concatenada de 5 genes, obtenido mediante el programa BEAST v1.6.2. Los pares de especies hermanas recuperadas se encuentran resaltadas con diferentes colores. El ámbito de distribución de las especies geminadas fue rotulado: Pacífico Oriental (PO) y Atlántico Occidental (AOc).

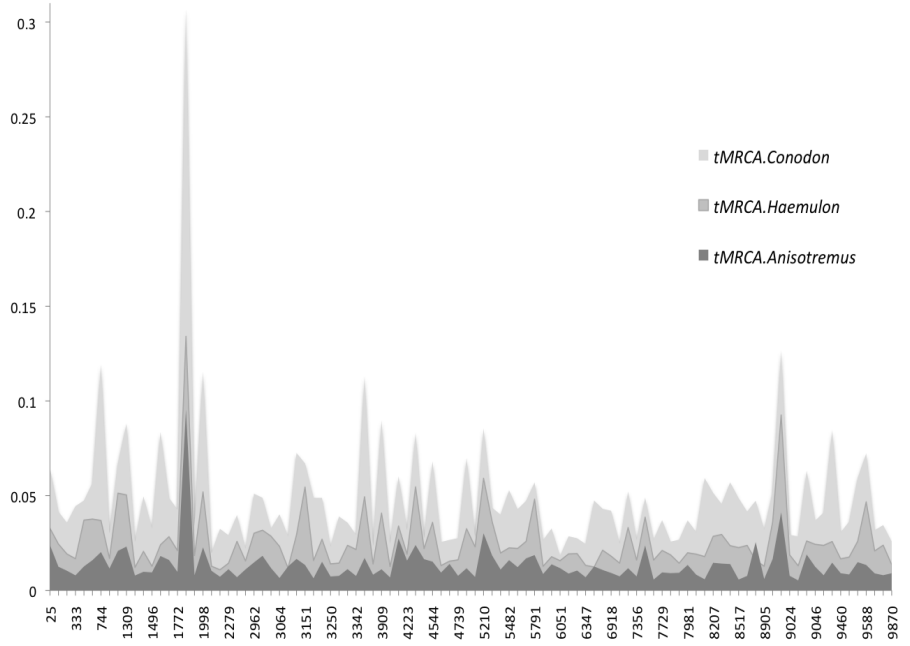

Figura 2. 100 muestras aleatorias del valor del tACMR de los tres pares de nodos, extraídos a partir de la distribución posterior de los 10,000 árboles obtenidos en BEAST v 1.6.2. Los nodos usados corresponden a los pares (*A. surinamensis* + *A. interruptus*, *C. nobilis* + *C. serrifer*, *H. steindachneri* Pacífico Oriental + *H. steindachneri* Atlántico Occidental).

Tabla 2. Distancia genética corregida de los cinco genes usados entre las especies geminadas de la familia Haemulidae. C = distancia genética corregida combinada. Para *H. steindachneri*: PO = Pacífico Oriental; AOc = Atlántico Occidental.

	CYB	**COI**	**16S**	**S7**	**RAG2**	**C**
A. surinamensis–A. interruptus	0.02260	0.02188	0.00366	0.00453	0.00304	0.01282
A. taeniatus–A. virginicus	0.03159	0.01775	0.00550	0.001954	0.00610	0.01576
C. nobilis–C. serrifer	0.09830	0.10341	0.02423	0.001617	0.00608	0.05615
H. steindachneri (PO)–(AOc)	0.05509	0.07234	0.01480	0.003124	0.00151	0.03449

Discusión

Comprobar la existencia de verdaderas especies hermanas es fundamental para relacionar su origen con el levantamiento del Istmo de Panamá y así llegar a las conclusiones acerca de la temporalidad de su separación. En caso de seleccionar erróneamente estos pares o no incluir en el estudio un adecuado muestreo de especies se pueden sobreestimar los valores de divergencia. En estudios previos, se han observado diferentes niveles de divergencia genética entre múltiples pares de especies transístmicas, como en camarones (Knowlton *et al*., 1993; Knowlton & Weigt, 1998), bivalvos (Marko, 2002) y ahora haemúlidos. Tres diferentes estados de divergencia fueron identificados para las especies de roncos transístmicos, tanto en el método de concatenación como en el de coalescencia. Existen muchos procesos que pueden resultar en asincronía en la divergencia entre especies transístmicas (Lessios, 1998). A pesar de que esta variación puede ser aleatoria, las diferencias ecológicas entre los pares mas divergentes pudiera indicar algún patrón relacionado con la ecología de las especies. Sin embargo, no se puede descartar que las extinciones tienen un efecto importante en la magnitud de divergencia observada y por lo tanto, en las conclusiones acerca de los patrones biogeográficos (Vermeij, 1991; Cunningham & Collins, 1998); la hipótesis de la extinción no fue probada en este estudio.

De acuerdo con Knowlton & Weigt (1998), las especies asociadas con manglares, aguas turbias costeras o ambientes intersticiales son las más adecuadas para la estimación de la divergencia molecular, ya que estos hábitats fueron los últimos en separase durante el levantamiento del Istmo de Panamá. Este supuesto no se cumple en los hemúlidos donde los valores altos de divergencia en el par de especies de *Conodon*, mientras que las especies de *Anisotremus,* exhiben los menores valores. Las preferencias ecológicas de las especies pertenecientes a los cuatro pares de especies transístmicas encontrados en este estudio, difieren notablemente. Las especies del género *Conodon* se encuentran asociadas a aguas turbias costeras y fondos blandos, e incluso en algunas zonas de manglar; los dos pares de especies del género *Anisotremus* se pueden asociar con ambientes de fondos arrecifales bien sea coralinos o rocosos. El par *A. virginicus - A. taeniatus* presenta una marcada preferencia por ambientes de aguas claras.

Las especies del género *Haemulon* habitan preferencialmente los fondos duros con tendencia a ambientes turbios. Estas preferencias, dominantes en el Atlántico Occidental, evitaron que las especies de *Anisotremus* colonizaran y se adaptaran al Pacífico Oriental donde los arrecifes son escasos. Las diferencias en los valores de divergencia sugieren que el aislamiento, en al menos dos pares (*p. ej. Conodon, Haemulon*), ocurrió mucho antes del cierre del Istmo de Panamá. La mayoría de los estudios para estimar la constancia en la tasa de evolución molecular asumen que los pares de especies hermanas transístmicas se separaron, de manera casi simultánea, por la suspensión en la conexión existente entre el Caribe y el Pacífico Oriental (Collins, 1996) al emerger completamente el subcontinente centroamericano.

Duque-Caro (1990) plantea un modelo sobre la evolución paleoceanográfica y paleobiogeográfica del Istmo de Panamá basado en evidencias estratigráficas y bioestratigráficas de foraminíferos. Según el autor, antes del Mioceno medio (aproximadamente 16 Ma), imperaron condiciones oceánicas profundas bien aireadas, asociadas con una circulación libre y activa a lo largo de los márgenes continentales del noroccidente suramericano. Durante el Hiato Mioceno NH2 (16.1 a 15.1 Ma) y como consecuencia de las perturbaciones tectónicas que causaron el levantamiento inicial del Istmo de Panamá, ocurrieron cambios regionales en la circulación de fondo y en la sedimentación, reconocibles en las costas pacíficas y caribeñas del norte suramericano. Las condiciones resultantes, tales como aguas ricas en nutrientes orgánicos y bajas en oxígeno, calentamiento general de las aguas de superficie ecuatoriales, continuaron durante la mayor parte del Mioceno medio.

El periodo comprendido entre 14.8 a 12.8 Ma, marco el final de una sedimentación principalmente pelágica, de abisal a batial inferior en la región y marco el inicio de la colisión entre el sur del arco Centroamericano con Sudamérica (Coates & Obando, 1996). Posterior a este periodo, una secuencia de rocas señalan una decremento en la profundidad, pasando de fondos batiales a neríticos ocurrida entre 12.8 a 9.5 Ma. Este periodo coincide con el valor estimado, 12.5 (5.1-20.9 Ma), para la divergencia de las dos formas de *Conodon*. Es probable

que el ancestro común de las dos especies actuales no hubiera podido superar la barrera que representaban las aguas oceánicas y profundas, comunes hasta este periodo. Las especies actuales de *Conodon* son habitantes de fondos someros, principalmente de sustratos blandos en aguas neríticas de la plataforma continental, sin presencia en áreas insulares oceánicas (Cervigón, 1993; McKay & Schnider, 1995; Lindeman & Toxey, 2003).

Posteriormente, entre 12.9 a 11.8 millones de años, todavía Mioceno medio, ocurre la primera emergencia parcial del istmo panameño y sobreviene la primera interrupción parcial del flujo Atlántico-Pacífico. Además, se clausura la conexión de aguas intermedias y se inicia la fuerte arremetida de la corriente fría de California, acompañada de un descenso en el nivel del mar. De acuerdo con Duque-Caro (1990), hacia el Mioceno medio a tardío (11.8 a 7 Ma) se reabre la conexión somera pero sigue fuertemente interrumpida por la presencia de la corriente fría de California. Los fondos son de condiciones anóxicas con caídas y subidas del nivel del mar. La fuerte influencia de la corriente fría de California además de los fondos anóxicos pudieron haber operado como barreras físicas para muchos peces costeros, entre ellos los haemúlidos, impidiendo el intercambio genético entre ambas cuencas a pesar de los pasajes abiertos.

En el Mioceno tardío (7 a 6.3 Ma), sucede un levantamiento a profundidades de más de 150 m y se restringe la conexión de aguas someras. También se restableció el intercambio de aguas cálidas del Caribe hacia el Pacífico, cesando así la influencia de la corriente fría de California, lo que a su vez llevó a la colmatación rápida y a un descenso progresivo de las profundidades de las cuencas costeras. Es quizá durante este periodo donde el ancestro de las especies de *Haemulon steindachneri* cuyas afinidades son principalmente tropicales hubiera podido cruzar el emergente Istmo. La fecha estimada para el evento de divergencia es de 5.9 (2.8-9.6 Ma). Entre el Mioceno tardío al Plioceno temprano (6.3 a 3.7 Ma) ocurre una restricción del pasaje somero Atlántico-Pacífico, con fondos anóxicos y de nuevo un aumento en el nivel del mar. Lo cual pudo haber de nuevo actuado como barrera para el intercambio genético.

Por último, durante el Plioceno temprano (3.7 a 3.1 Ma) es cuando el levantamiento y emergencia del Istmo de Panamá se completa cerrando totalmente el pasaje de aguas someras entre el Atlántico Occidental y el Pacífico Oriental. Esta clausura pudo haber ocasionado la final divergencia en los dos pares transístmicos del género *Anisotremus*. En la actualidad las especies del género *Anisotremus* junto con *Orthopristis* son los únicos miembros de la familia Haemulidae que en el Nuevo Mundo están presentes en Islas con condiciones oceánicas (Cervigón, 1993; Allen & Robertson, 1994; McKay & Schnider, 1995; Lindeman & Toxey, 2003). ¿Porqué estas especies no pudieron franquear las barreras que si superaron otros miembros de la familia cuya distribución actual no supone un alto poder de dispersión? Es aún una incógnita que merece futura investigación.

Referencias

Allen, G.R. & D.R. Robertson. 1994. *Fishes of the Tropical Eastern Pacific*. University of Hawaii Press, Honolulu, 312.

Bernardi, G., Y.R. Alva-Campbell, J.L. Gasparini & S.R. Floeter. 2008. Molecular ecology, speciation, and evolution of the reef fish genus *Anisotremus*. *Mol. Phyl. Evol.*, 48: 929–935.

Bernardi, G. & J. Lape. 2005. Tempo and mode of speciation in the Baja California disjunct fish species *Anisotremus davidsonii*. *Mol. Ecol.*, 14: 4085–4096.

Cervigón, F. 1993. *Los Peces Marinos de Venezuela*. Fundación Científica Los Roques, Caracas, 497 p.

Chirichigno, N.F. & M.U. Cornejo. 2001. *Catálogo Comentado de los Peces Marinos del Perú*. Instituto del Mar del Perú, Callao, 314 p.

Chow, S. & K. Hazama. 1998. Universal PCR primers for S7 ribosomal protein gene introns in fish. *Mol. Ecol.*, 7(9): 1255–1256.

Coates, A.G. & J.A. Obando. 1996. The geologic evolution of the Central American Isthmus, 21–56l. En: Jackson, J.B.C., A.F. Budd & A.G. Coates (Eds.) *The Geologic Evolution of the Central American Isthmus*. University of Chicago Press, Chicago.

Collins, T. 1996. Molecular comparisons of transisthmian species pairs: rates and patterns of evolution, 303–330. En: Jackson, J. A.F. Budd & A.G. Coates (Eds.) *Evolution and Environment in Tropical America*. University of Chicago Press, Chicago.

Courtenay, J. & R. Walter. 1961. Western Atlantic fishes of the genus *Haemulon* (Pomadasyidae): systematic status and juvenile pigmentation. *Bull. Mar. Sci.*, 11: 66–149.

Cunningham, C.W. & T. M. Collins. 1998. Beyond area relationships: extinction and recolonization in molecular marine biogeography, 297–321. En: DeSalle, R. & B. Schierwater (Eds.) *Molecular Approaches to Ecology and Evolution*. Birkhäuser, Berlin.

Drummond, A. & A. Rambaut. 2007. BEAST: Bayesian evolutionary analysis by sampling trees. *BMC Evolutionary Biology*, 7: 214.

Drummond, A.J., S.Y.W. Ho, M.J. Phillips & A. Rambaut. 2006. Relaxed phylogenetics and dating with confidence. *PLoS Biology*, 4(5): doi:10.1371/journal.pbio.0040088.

Duque-Caro, H. 1990. Neogene stratigraphy, paleoceanography and paleobiogeography in northwest South America and the evolution of the Panama seaway. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 77: 203–234.

Froese, R. & D. Pauly. 2011. FishBase 2011. *World Wide Web electronic publication*. Consultado el 11 de Noviembre de 2011http://www. fishbase. org

Heled, J. & A.J. Drummond. 2010. Bayesian inference of species trees from multilocus data. *Mol. Biol. Evol.*, 27: 570–580.

Hoese, H.D., R.H. Moore, F. Sonnier & D. Bowman. 1998. *Fishes of the Gulf of Mexico: Texas, Louisiana, and Adjacent Waters*. Texas A&M University Press, Austin, 422 p.

Ivanova, N.V., T. S. Zemlak, R.H. Hanner, P.D.N. Heber. 2007. Universal primer cocktails for fish DNA barcoding. *Mol. Ecol. Notes*, 7(4): 544–548.

Jordan, D.S. 1908. The Law of Geminate Species. *American Naturalist*, 42: 73–80.

Katoh, K., K. Misawa, K.I. Kuma & T. Miyata. 2002. MAFFT: a novel method for rapid multiple sequence alignment based on fast Fourier transform. *Nucl. Acids Res.*, 30: 3059–3066.

Knowlton, N. & L.A. Weigt. 1998. New dates and new rates for divergence across the Isthmus of Panama. *Proc. R. Soc. B*, 265: 2257–2263.

Knowlton, N., L.A. Weigt, L.A. Solórzano, D.K. Mills & E. Bermingham. 1993. Divergence in proteins, Mitochondrial DNA, and reproductive compatibility across the Isthmus of Panama. *Science*, 260: 1629–1632.

Lessios, H.A. 1998. The first stage of speciation as seen in organisms separated by the Isthmus of Panama, 186–201. En: Howard, D.J. & S.H. Berlocher (Eds.) *Endless Forms: Species and Speciation*. Oxford University Press, Nueva York.

Lessios, H.A. 2008. The great American schism: Divergence of marine organisms after the rise of the Central American Isthmus. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 39: 63–91.

Lindeman, K.C. & C.S. Toxey. 2003. Haemulidae, 1522–1550. En: Carpenter, K.E. (Ed.) *Haemulidae. The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic*. FAO, Roma.

Lovejoy, N.R. 1999. *Systematics, Biogeography, and Evolution of Needlefishes (Teleostei: Belonidae)*. Cornell University, Ithaca, 224 p.

Marko, P.B. 2002. Fossil calibration of molecular clocks and the divergence times of geminate species pairs separated by the Isthmus of Panama. *Mol. Biol. Evol.*, 19: 2005–2021.

McKay, R.J. & M. Schnider. 1995. Haemulidae, 1136–1173. En: Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter & V.H. Niem (Eds.) *Haemulidae. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca: Pacífico centro-oriental Vol. 3 Vertebrados-Parte 2*. FAO, Roma.

Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the World*. John Wiley and Sons, Nueva Jersey, 613 p.

Palumbi, S. 1996. Nucleic acids II: the polymerase chain reaction. *Mol. Syst.*, 2: 205–247.

Palumbi, S., A. Martin, S. Romano, W.O. McMillan, L. Stice & G. Grabowski. 1991. *The Simple Fools Guide to PCR, Version 2*. University of Hawaii, Honolulu, 45 p.

Posada, D. 2008. jModelTest: Phylogenetic Model Averaging. *Mol. Biol. Evol.*, 25: 1253.

Rambaut, A. & M. Charleston. 2002. *TreeEdit: phylogenetic tree editor v. 1.0 alpha 10*. Disponible en http://evolve. zoo. ox. ac. uk/software/TreeEdit/main. html

Rambaut, A. & A. Drummond. 2007. *TreeAnnotator, version 1.5. 4*.

Rocha, L.A., K.C. Lindeman, C.R. Rocha & H.A. Lessios. 2008. Historical biogeography and speciation in the reef fish genus Haemulon (Teleostei: Haemulidae). *Mol. Phylogenet. Evol.*, 48: 918–928.

Ronquist, F. & J.P. Huelsenbeck. 2003. MrBayes 3: Bayesian phylogenetic inference under mixed models. *Bioinformatics*, 19: 1572.

Sambrook, J. & D.W. Russell. 2001. *Molecular Cloning: A Laboratory Manual*. CSHL press, Nueva York.

Sanderson, M.J. 1997. A nonparametric approach to estimating divergence times in the absence of rate constancy. *Mol. Biol. Evol.*, 14: 1218–1231.

Smith, S.A. & C.W. Dunn. 2008. Phyutility: a phyloinformatics tool for trees, alignments and molecular data. *Bioinformatics*, 24: 715.

Stamatakis, A. 2006. RAxML-VI-HPC: maximum likelihood-based phylogenetic analyses with thousands of taxa and mixed models. *Bioinformatics*, 22: 2688.

Stehli, F.G. & S.D. Webb. 1985. *The Great American Biotic Interchange*. Plenum Press, Nueva York.

Sukumaran, J. & M.T. Holder. 2010. DendroPy: a Python library for phylogenetic computing. *Bioinformatics*, 26: 1569–1571.

Vermeij, G.J. 1991. When biotas meet: understanding biotic interchange. *Science*, 253: 1099.

Ward, R.D., T.S. Zemlak, B.H. Innes, P.R. Last & P.D.N. Hebert. 2005. DNA barcoding Australia's fish species. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 360(1462): 1847–1857.

Zwickl, D.J. 2006. *GARLI._genetic algorithm for rapid likelihood inference*. Disponible en http://www.bio.utexas.edu/faculty/antisense/garli/Garli.html

Capítulo 5

Ecomorfología y evolución de la familia Pomacentridae (Perciformes: Labroidei) en el Pacífico Oriental

Rosalía Aguilar-Medrano

CIBNOR
Becaria CONACYT 165644

Resumen

El análisis de la radiación adaptativa es útil para el entendimiento del proceso de formación de especies. La diversidad biológica producto de este fenómeno, envuelve múltiples eventos cladogénicos que al ser comparados entre especies emparentadas permiten identificar los factores comunes que influenciaron el proceso de especiación. La familia Pomacentridae es un grupo de peces marinos abundantes en los arrecifes rocosos y de coral de aguas tropicales y templadas. Agrupa 29 géneros, de los cuales se han reportado 24 especies para el Pacífico Oriental, todas endémicas de esta región. Muestran una diversidad extraordinaria de preferencia de hábitat, alimentación y comportamiento. Mediante estudios morfométricos, ecológicos, filogenéticos, ecomorfológicos y biogeográficos se analizó el proceso de radiación evolutiva de la familia Pomacentridae en el Pacífico Oriental. Los resultados muestran que la familia Pomacentridae presenta un amplio rango de variación morfológica y ecológica. Sin embargo, estos patrones no son altamente específicos, por lo que un patrón morfológico puede adaptarse a diferentes ambientes y una preferencia alimenticia puede adecuarse a los recursos presentes. Así, la conquista del Pacífico Oriental por las damiselas fue altamente favorecida por la amplitud ecológica (alimento, temperatura del agua, ambientes, comportamiento, etc.), lo que favoreció su éxito evolutivo. Los análisis desarrollados demuestran que los patrones morfológicos y ecológicos evolucionaron a la par. Finalmente, en el proceso de radiación de la familia Pomacentridae, el Istmo de Panamá separó a las especies del Pacífico Oriental y el Atlántico mientras que la barrera del Pacífico Oriental separó a las especies del Pacífico Este de las del Indo-Pacífico. Dentro el Pacífico Oriental la radiación evolutiva de las damiselas se atribuye principalmente a la dispersión. Las poblaciones periféricas se adaptaron y se dio la especiación peripátrica.

Palabras clave: Pomacentridae, ecomorfología, evolución, peces, Pacífico Oriental

Ecomorphology and evolution of the family Pomacentridae (Perciformes: Labroidei) in the Eastern Pacific

Abstract

The adaptive radiation analysis is useful for understanding the speciation process. The biological diversity product of this phenomenon involves multiple cladogenetic events that can identify common factors that influence the speciation process when they are compared between related species. The family Pomacentridae is a group of marine fish, abundant in rocky and coral reefs in tropical and temperate waters. The family groups 29 genera, of which 24 species have been reported for the Eastern Pacific, all endemic to this region. They show an extraordinary diversity of habitat preference, feeding, and behavior. Through morphometric, ecological, ecomorphological, phylogenetic, and biogeographic studies it was analyzed the evolutionary radiation process of the family in the Eastern Pacific. The results show that Pomacentridae presents a wide range of morphological and ecological variation. Although the morphology patterns are varied, they are not highly specific, so a morphological pattern can be adapted to different environments, and food preference can be adequate to the available resources. Thus, the conquest of the Eastern Pacific by the damselfishes was highly favored by the ecological amplitude (food, water temperature, environment, behavior, etc.), which contributed to their evolutionary success. The analyses show how the morphological and ecological patterns evolved together in the damselfish' evolutionary process. Finally, in the radiation process of the family Pomacentridae in the Eastern Pacific, the species in both Eastern Pacific and Indo-Pacific regions are separated by the Eastern Pacific barrier and the Eastern Pacific and Atlantic species through the Isthmus of Panama. In the Eastern Pacific damselfish evolutionary radiation was mainly by dispersion. The peripheral populations were adapted and peripatric speciation began.

Keywords: Pomacentridae, ecomorphology, evolution, fishes, Eastern Pacific

Introducción

El análisis de la radiación adaptativa es útil para el entendimiento del proceso de formación de especies. La extraordinaria diversidad biológica producto de este fenómeno, envuelve múltiples eventos cladogénicos que al ser comparados entre especies emparentadas permiten identificar los factores comunes que influenciaron el proceso de especiación (Danley & Kocher, 2001). En ambientes heterogéneos la diversificación se encuentra fuertemente influenciada por el reparto de los recursos. Un claro ejemplo es la radiación adaptativa de los peces cíclidos africanos, en los que la historia filética sugiere tres fases: la ocupación de diferentes microhábitats, seguido por el proceso de modificación de las estructuras relacionadas con el mecanismo de obtención y procesamiento de alimento y finalmente, la diversificación del colorido, presumiblemente bajo la acción de la selección sexual (Albertson *et al.,* 2003). Los arrecifes de coral son zonas con alta riqueza de especies (Rocha *et al.,* 2005) debido a la gran heterogeneidad de microhábitats que presentan. La explicación tradicional para la alta diversidad de especies es la división del nicho a una escala muy fina por especialistas en cada recurso (Dobzhansky, 1950). En sistemas con alta diversidad se esperaría ver evidencia fenotípica de que las especies iniciaron una adaptación morfológica a nichos específicos (Schluter, 2000), así, una de las metas clásicas de la ecología es explicar cómo ciertos ambientes soportan un alto número de especies (Hutchinson, 1959).

Los peces de arrecifes son grupos complejos que comprenden numerosos linajes con características distintivas de su ciclo de vida (Choat, 1991). Los patrones biogeográfico y de especiación observados en los arrecifes, son el resultado de una larga y compleja historia evolutiva, la cuál puede ser el resultado de numerosos eventos de vicarianza, extinción, dispersión y diferenciación ecológica en poblaciones geográficamente coincidentes (Duffy, 1996; Bellwood & Wainwright, 2002). Si especies hermanas comparten caracteres ecológicos y morfológicos, pueden, con el paso del tiempo desarrollar modificaciones en dichos caracteres debido a la competencia por el recurso, por lo que las diferencias morfológicas

y ecológicas pueden haber contribuido al proceso de especiación (Losos, 1990). Por lo tanto, el análisis de caracteres morfológicos ligados a patrones ecológicos puede revelar divergencia histórica y ecológica cuando se analizan en un contexto filogenético (Orr & Smith, 1998).

La familia Pomacentridae es un grupo de peces marinos que se encuentra en aguas tropicales y templadas. Son uno de los grupos más abundantes en arrecifes rocosos y de coral. Agrupa 28 géneros, de los cuales se han reportado 24 especies para el Pacífico Oriental, todas endémicas a esta región. Muestran una diversidad extraordinaria de preferencia de hábitat, alimentación y comportamiento. La coloración es muy variable, desde matices parduscos, gris y negro hasta combinaciones brillantes de color naranja, amarillo y azul neón (Allen & Robertson, 1998). La mayoría presentan comportamiento territorial, especialmente los machos adultos y particularmente las especies que se alimentan de algas, como las del género *Stegastes*, las cuales defienden celosamente su territorio contra todos los intrusos (Robertson & Allen, 2008). Se alimentan de una gran variedad de vegetales y/o animales. Generalmente, las especies con colores opacos como adultos se alimentan principalmente de algas, mientras que muchas formas con colores brillantes (*p. ej*. varias especies del género *Chromis*), obtienen su alimento del plancton.

Los análisis de la radiación adaptativa de un grupo permiten plantear hipótesis del proceso de colonización del mismo en una zona específica. La presencia de grupos endémicos de la familia Pomacentridae en aguas del Pacífico Oriental plantea interrogantes sobre su proceso evolutivo. Nuestras preguntas de investigación fueron: ¿Cuáles son los patrones de divergencia filogenética de este grupo en los arrecifes coralino/rocosos del Pacífico Oriental? y ¿Qué caracteres permiten la coexistencia de estos taxa? Para resolver las interrogantes, se analizaron patrones de divergencia morfológica y funcional asociados a patrones ecológicos y filogenéticos de la familia Pomacentridae en el Pacífico Oriental.

Material y métodos

Morfometría geométrica

En este análisis se incluyeron las 24 especies pertenecientes a los siete géneros de la familia Pomacentridae presentes en el Pacífico Oriental: *Abudefduf* (3 especies), *Azurina* (2), *Chromis* (7), *Hypsypops* (1), *Microspathodon* (2), *Nexilosus* (1) y *Stegastes* (8) y como grupo hermano se consideró *Zalembius rosaceus* (Jordan & Gilbert, 1880) perteneciente a la familia Embiotocidae, única familia reconocida como hermana de la familia Pomacentridae (Streelman & Karl, 1997), esta especie se distribuye dentro del rango de distribución analizado en el presente trabajo.

Se tomó una muestra de 25 individuos en promedio (dependiendo de la disponibilidad) de cada especie, todos adultos dado que a lo largo del desarrollo ontogénico de esta familia se registran cambios ecológicos y morfológicos complejos (Ciardelli, 1967; Frédérich *et al*., 2006, 2008). Los organismos disponibles se tomaron de las siguientes colecciones: 1) Colección de Peces del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), La Paz, BCS, México; 2) Colección Ictiológica del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marina (CICIMAR-CI), La Paz, BCS, México; 3) Colección de Vertebrados Marinos del Instituto de Oceanografía Scripps de la Universidad de California, San Diego, EUA; 5) Museo de Historia Natural del Condado de Los Angeles, California, EUA; así como colecta de organismos frescos en campo (lista de material disponible bajo solicitud al autor). Después de identificar cada uno de los organismos mediante las claves de FAO para el Pacífico Centro-Oriental (Fisher *et al*., 1995) y Robertson & Allen (2008), entre otros, de cada ejemplar se obtuvieron registros fotográficos para conformar la colección fotográfica que se utilizó para el análisis de morfometría geométrica.

En cada fotografía se digitalizaron las cotas anatómicas (*landmarks*), es decir, puntos definidos de manera natural en el organismo, como el inicio de una aleta, estableciendo una estructura de puntos en función a las estructuras que se analizaron. El análisis de morfometría geométrica comprendió cinco regiones:

región cefálica: 18 marcas; tronco: 12 marcas; pedúnculo caudal: 6 marcas; aleta pectoral: 6 marcas; organismo completo: 15 marcas (Figura 1). Mediante el Análisis Generalizado de Procrustes (AGP) las formas son superpuestas de manera tal que la suma de las distancias al cuadrado entre puntos de anclaje correspondientes de las formas, sean mínimas. De cada especie se obtuvo la forma consenso (promedio) que se usó como referencia, así como el promedio de todas las formas incluidas en cada análisis.

Una vez que las formas son superpuestas, las diferencias se describen a partir de análisis multivariados de las distancias Procrustes (Bookstein, 1996). El Análisis de componentes principales (ACP) se usó con el fin de explorar los principales ejes de variación morfológica, observar las tendencias de variación entre y dentro de las muestras, y reducir la dimensionalidad de los datos. A partir de los valores del ACP, se llevaron a cabo dos análisis discriminantes, el Análisis de variables canónicas (AVC) diseñado para maximizar la separación entre grupos. El AVC usualmente se computa a partir de los valores del ACP y no sobre las coordenadas superpuestas, ya que así se reduce el número de variables analizadas (Manly, 1994), sin embargo, debido a que son análisis diferentes es conveniente correr el AVC con todas las variables para comparar los resultados (Aguilar-Medrano *et al*., 2011). Además, se calculó la distancia entre los grupos obtenidos y el grado de significancia de la diferencia entre grupos mediante el cálculo de ANOVA, Tukey-Kramer y MANOVA. A partir del AVC se obtuvieron los valores que describen patrones específicos de deformación respecto a la forma de referencia llamados valores de deformación parcial (*partial warp scores*), que se usaron en programas puramente estadísticos.

Los análisis morfométricos se llevaron a cabo en los paquetes: TPS diseñados por F. J. Rohlf (http://life.bio.sunysb.edu/morph/) e IMP creado por H. D. Sheets (http://www2. canisius.edu/~sheets/morphsoft.html); los análisis multivariados (ANOVA, MANOVA, PCA, CVA) se llevaron a cabo en los paquetes estadísticos: PAST, versión 2. 08b (Hammer *et al*., 2001; http://folk.uio.no/ahammer/past), Statistica, versión 8.0 (http://www.StartSoft.com) y JMP, versión 8.0 (SAS Institute Inc.).

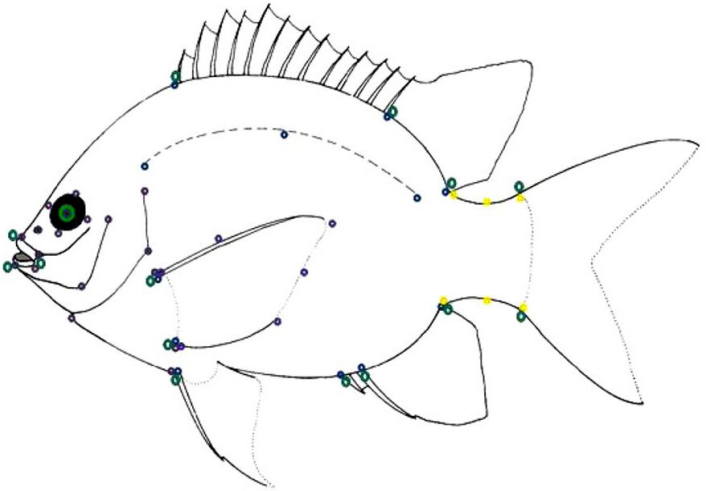

Figura 1. Puntos de anclaje utilizados para el análisis de morfometría geométrica. Región cefálica = círculo rosa; aleta pectoral = círculo morado; tronco = círculo azul; pedúnculo caudal = círculo amarillo; todo el organismo = círculo verde.

Análisis ecológico

El análisis ecológico se centró en la caracterización de tres conjuntos de variables: (1) distribución local y geográfica (*p. ej*. insular, continental, posición en la columna de agua, sustrato); (2) comportamiento social (*p. ej*., especies territoriales: solitarias o forman grupos) y (3) comportamiento alimentario (*p. ej*. zonas de alimentación, artículos alimentarios). La caracterización se llevó a cabo mediante análisis bibliográfico, observaciones directas en buceo y grabaciones subacuáticas. Los sitios para las observaciones y filmación subacuáticas (OS) corresponden a tres arrecifes del Golfo de California, BCS, México, donde se pueden observar 14 especies (Tabla 1): (1) Parque Marino Nacional de Loreto, (2) Bahía de La Paz y (3) Parque Marino Nacional de Cabo Pulmo.

El Parque Marino Nacional de Loreto se localiza a los 26º 07 ’– 25º 43’ N y 111º 21 ’– 111º 13’ O. Las islas Coronado, Carmen y Danzante delimitan el área, en la que la composición del sustrato varia de arenas finas, requeríos y rocas grandes (Campos-Dávila *et al.,* 2005). La Bahía de La Paz se localiza a los 24º 07’ – 24º 21’ N y 110º 17’ – 110º 40’ O, el arrecife presenta arenas finas, grandes

roqueríos y paredes (15 m), así como arrecifes rocosos (Aburto-Oropeza & Balart, 2001). El Parque Marino Nacional de Cabo Pulmo es el arrecife más norteño del Pacífico Oriental y se localiza cerca de la entrada al Golfo de California en la zona de transición entre el Pacífico tropical y templado a los 23° 50' N y 109° 25' O (Alvarez-Filip *et al.,* 2006). Este parque presenta una laguna y un arrecife de barrera compuesto por pequeños roqueríos con áreas de arenas finas. Las OS se llevaron a cabo durante cinco campañas de campo: enero, mayo y agosto de 2008, y enero y marzo de 2009 mediante buceo (SCUBA) y snorkel. Las observaciones de especies territoriales se desarrollaron en aproximadamente 2 min por organismos; en peces que se encuentran en constante movimiento (*p. ej*. planctívoros) se dedicó un máximo de 10 min por organismo. Las observaciones se llevaron a cabo en 20 a 100 individuos por especie, dependiendo de la disponibilidad.

Tabla 1. Localidades de observación subacuática de los miembros de la familia Pomacentridae en el Golfo de California, México.

Especie	Bahía de Loreto	Bahía de La Paz	Cabo Pulmo
Abudefduf declivifrons	X	X	X
A. troschelii	X	X	X
Chromis alta	X	X	X
C. atrilobata	X	X	X
C. limbaughi	X		X
C. punctipinnis			X
Hypsypops rubicundus			X
Microspathodon bairdii	X	X	X
M. dorsalis	X	X	X
Stegastes acapulcoensis		X	X
S. flavilatus	X	X	
S. leucorus	X	X	X
S. rectifraenum	X	X	X
S. redemptus			X

Análisis biogeográfico

La búsqueda de las relaciones entre especies y áreas se desarrolló mediante dos tipos de análisis: (A) un análisis de agrupación basado en método de Ward de varianza mínima y (B) el análisis de parsimonia de endemismo (PAE, por sus siglas en inglés *Parsimony Analyses of Endemicity*). Para ambos análisis se utilizó la misma matriz. El análisis de agrupación basado en el método de Ward de varianza mínima, es uno de los más utilizados debido a que posee las ventajas del método de la media y suele ser más discriminativo en la determinación de los niveles de

agrupación. Este método es capaz de acertar mejor con la clasificación óptima que otros métodos (mínimo, máximo, media y centroide) (Kuiper & Fisher, 1975; Mojena, 1977). De acuerdo a este método, la distancia entre dos grupos se calcula como la suma de cuadrados entre grupos en el análisis de varianza sumando para todas las variables (Glynn & Ault, 2000). Se utilizó el coeficiente de correlación cofenética como una medida del grado de buena clasificación (Sokal & Rohlf, 1962). El PAE consiste en la búsqueda del arreglo más parsimonioso (Morrone & Crisci, 1995). Este análisis no considera las especies presentes en una sola área o en todas, debido a que no son útiles para agrupar (Aguilar-Aguilar *et al*., 2003). El índice de consistencia (CI) y el índice de retención (RI) se usaron para determinar qué tan buena es la clasificación encontrada. Dado que se propone que las damiselas del Pacífico Oriental son el resultado del arribo de algunas especies del Indo-Pacífico o el Atlántico, se probaron las dos posibilidades utilizaron como grupo hermano las Islas Galápagos y Panamá.

Ecomorfología evolutiva

El análisis ecomorfológico se basó en la búsqueda de relación entre el análisis morfológico y los resultados ecológicos, considerando: (A) talla, distribución geográfica y temperatura; (B) región cefálica y dieta; (C) aleta pectoral, distribución local y comportamiento. Para seleccionar las estructuras y variables a analizar se tomaron en cuenta los antecedentes, se buscó la relación lógica y se llevaron a cabo análisis exploratorios para determinar la existencia de relación. Con el fin de no solo determinar la relación entre la morfología y las variables ecológicas, sino además, determinar si dichas relaciones presentan algún patrón filogenético (B y C) o biogeográfico (A), en todos los análisis ecomorfológicos se utilizaron los métodos filogenéticos comparativos (PCMs *Phylogenetic Comparative Methods*), específicamente el contraste filogenético independiente. Aunque la base de este análisis es la filogenia del grupo en estudio, este no producen filogenias, se usa cualquier topología arbitrariamente, es decir, se puede usar una filogenia basada en datos moleculares para analizar datos ecológicos o morfológicos.

En nuestro caso, debido a que la filogenia disponible es poco confiable (no utiliza las especies del Pacífico Oriental, solo están representados los géneros y no hay distancia de las ramas) construimos un árbol basado en nuestros datos

(morfología B y C, distribución A) y usamos ambas filogenias. El método reconoce la filogenia como un algoritmo que implementa al llevar a cabo el análisis de regresión filogenética. La lógica del método es utilizar la información filogenética (y supone un movimiento Browniano como modelo de evolución de rasgos) para transformar los datos originales (valores promedio para un conjunto de especies) en valores que son estadísticamente independientes e idénticamente distribuidos. El algoritmo consiste en calcular los valores en los nodos internos como un paso intermedio, pero no se utilizan generalmente para las inferencias por sí mismos. Se produce una excepción de la parte basal (raíz) del nodo, que puede ser interpretada como una estimación del valor ancestral de todo el árbol o como una estimación filogenéticamente ponderada de los media para el conjunto de los taxones terminales. Así, esta medotología se usó para analizar la relación entre variables mediante regresiones filogenéticas. Los análisis se llevaron a cabo en el módulo PDAP para Mesquite (Midford *et al*., 2010).

Resultados

A continuación se expone una parte de los resultados de la investigación doctoral, que corresponde al análisis de los patrones de evolución morfológica de la región cefálica y su relación con la dieta de las damiselas en el Pacífico Oriental.

Morfometría geométrica

Región cefálica. La mayor parte de la variación morfológica puede ser examinada por la distribución de las especies a través de los componentes principales. Los primeros dos componentes principales suman el 70% del total de la variación morfológica (CP1 = 58.41% y CP2 = 10.32%). El gráfico del ACP muestra cuatro grupos relativamente bien diferenciados (Figura 2). Se observa una distribución fraccionada del género *Abudefduf*, en el cuál *A. concolor* y *A. declivifrons* forman una unidad operativa y *A. troschelii* otra. El resto de los géneros mantuvieron cohesión genérica. El ANOVA y prueba de Tukey-Kramer apoyan la formación de cuatro grupos (Tabla 2). El MANOVA muestra diferencias significativas entre los cuatro grupos (WILKS = 0.0000263, $F = 41.23$, $gl = 265$, $p < 0.001$). Así, AVC muestra cuatro grupos bien diferenciados (Figura 3) en dos ejes

discriminantes, este resultado es apoyado por el ANOVA y la prueba de Tukey-Kramer, que muestran diferencias significativas entre todos los grupos ($p < 0.05$).

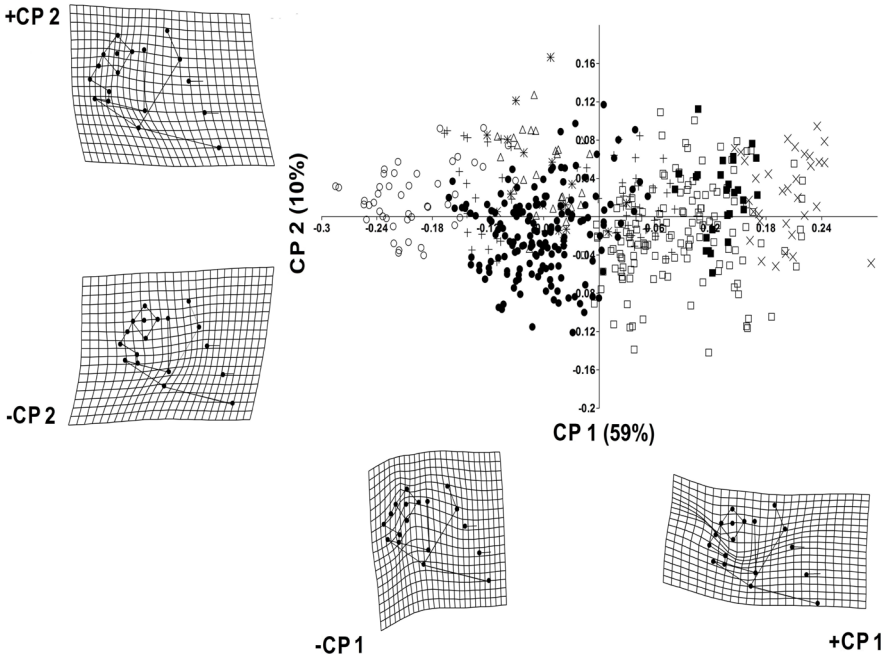

Figura 2. Análisis de componentes principales de la familia Pomacentridae y el grupo hermano. Cruz = *Abudefduf* spp.; equis = *Azurina* spp.; cuadro = *Chromis* spp.; triángulo = *H. rubicundus*; círculo = *Microspathodon* spp.; asterisco = *N. latifrons*; círculo negro = *Stegastes* spp.; cuadro negro = *Z. rosaceus*.

Análisis ecológico

Dieta. Los componentes de la dieta de las damiselas del Pacífico Oriental se dividieron en dos principales grupos: Bentónicos y Pelágicos, se agregó a la categoría "otros" para integrar detritus y ectoparásitos (Tabla 3). Los componentes de la dieta bentónica son ocho, sin embargo la categoría B integra cuatro artículos alimenticios (macroalgas, microalgas, crustáceos y lombrices sésiles) agrupados mediante el análisis de correlación de Kendall en una categoría. Los componentes de la dieta pelágica son tres. En general, los valores altos del índice TROPH indican organismos principalmente pelágicos zooplanctónicos y los valores bajos se relacionan a organismos bentónicos algívoros.

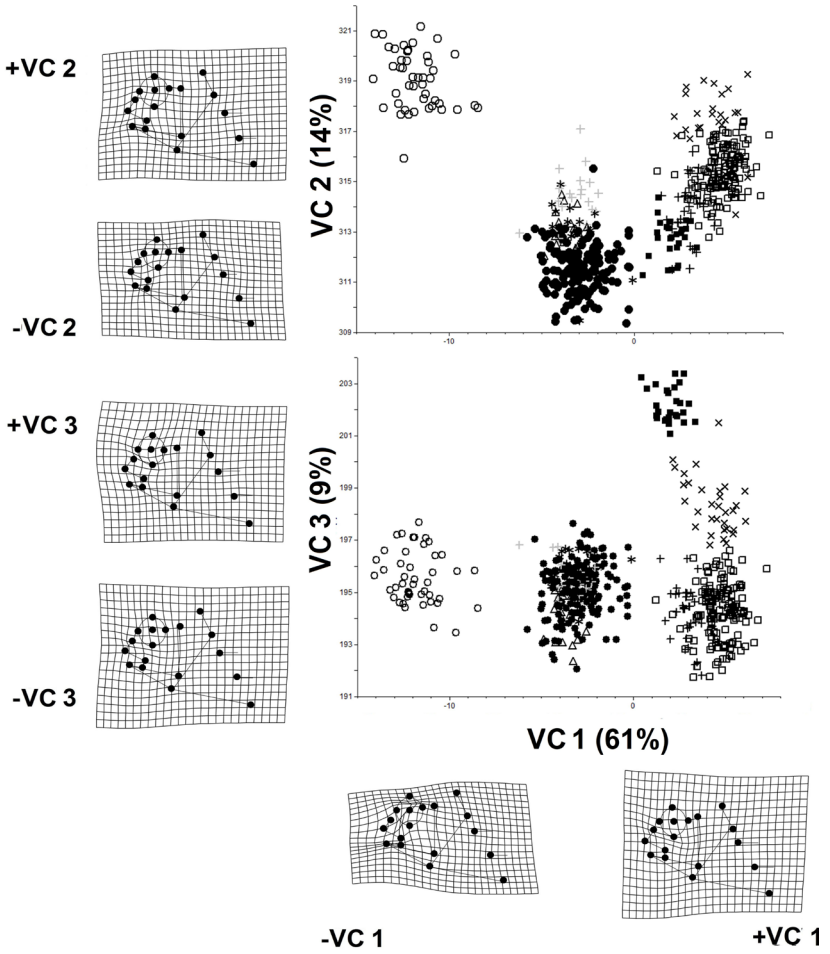

Figura 3. Análisis de variables canónicas de la familia Pomacentridae y el grupo hermano. Cruz = *Abudefduf* spp.; equis = *Azurina* spp.; cuadro = *Chromis* spp.; triángulo = *H. rubicundus*; círculo = *Microspathodon* spp.; asterisco = *N. latifrons*; círculo negro = *Stegastes* spp.; cuadro negro = *Z. rosaceus.*

Las especies *Chromis limbaughi, C. punctipinnis, Hypsypops rubicundus* y *Stegastes redemptus* únicamente se observaron en una localidad (Tabla 1), mientras que el comportamiento alimentario del resto de las especies observadas se conservó entre los diferentes sitios de observación. Desafortunadamente,

C. alta nunca fue observada debido a sus preferencia por zonas profundas (hasta 150 m de acuerdo a Allen, 1991). Generalmente, las observaciones subacuáticas corroboraron los datos obtenidos de la literatura consultada. Sin embargo, se pudieron registrar algunos datos no citados anteriormente; por ejemplo, *Stegastes rectifraenum* fue observada consumiendo heces de peces zooplanctívoros (*p. ej. Abudefduf troschelii*) directamente de la columna de agua.

El comportamiento trófico parece ser un carácter constante entre los géneros, excepto en *Abudefduf*, donde *A. troschelii* se alimenta principalmente de presas del plancton en la columna de agua, mientras que *A. concolor* y *A. declivifrons* primordialmente de algas y algunos pequeños animales sésiles que se encuentran en las rocas. Las especies pertenecientes al género *Stegastes, Microspathodon* así como *N. latifrons* y *H. rubicundus* se alimentan en el bentos, consumiendo algas y pequeños invertebrados. Basados en la revisión de datos publicados y las observaciones subacuáticas desarrolladas en el presente estudio se determinaron cuatro artículos alimentarios específicos: esponjas, *H. rubicundus*; detritus: *S. rectifraenum*; gasterópodos: *Z. rosaceus*; ectoparásitos: *A. troschelii*. De las 24 especies de damiselas analizadas *A. troschelii* presenta la dieta más amplia, alimentándose tanto en el bentos como en las zonas pelágicas. Las siete especies del género *Chromis* y las dos especies del género *Azurina* se alimentan principalmente de zooplancton. *Zalembius rosaceus* se considera un carnívoro bentónico, se alimenta principalmente de pequeños crustáceos (camarones, pequeños cangrejos), lombrices, gasterópodos y bivalvos.

Se probaron dos metodologías para obtener el análisis de agrupación, el método Ward y UPGMA, los valores del coeficiente de correlación cofenética fueron mucho más altos en la agrupación de acuerdo a UPGMA, por lo que se utilizó este método con la distancia Euclidiana como medida de la distancia entre especies. El coeficiente de correlación cofenética es muy alto: 0.928, lo que indiaca que la topología presentada se encuentra fuertemente soportada por la mayoría de los datos. Este fenograma nos presenta cuatro grupos principales: algívoros, zooplanctívoros, carnívoros bentónicos y *A. troschelii* que presenta la dieta más amplia, es una especie principalmente zooplanctívora, sin embargo, la amplitud de su dieta y los componentes de la misma nos indican que es altamente oportunista.

Tabla 2. ANOVA sobre el primer eje discriminante de la familia Pomacentridae y el grupo hermano. Grupos: A = *A. concolor*, *A. declivifrons*, *Hypsypops*, *Nexilosus* y *Stegastes*; B = *A. troschelii*, *Azurina* y *Chromis*; C = *Microspathodon*; D = *Z. rosaceus*. Sobre la diagonal valores de *F*, bajo la diagonal valores de *p*.

	Abudefduf	*Azurina*	*Chromis*	*H. rubicundus*	*Microspathodon*	*N. latifrons*	*Stegastes*	*Z. rosaceus*
Abudefduf		121.13	291.65	313.03	1792.68	83.83	418.52	14.69
Azurina	<.0001		2.94	1450.55	3499.81	439.3	1140.08	64.7
Chromis	<.0001	0.088		2016.28	7574.44	725.59	3345.11	83.23
Hypsypops	<.0001	<.0001	<.0001		597.14	39.2	55.2	991.54
Microspathodon	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001		524.79	1594.39	2465.86
Nexilosus	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001		0.07	230.37
Stegastes	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	0.7917		498.22
Z. rosaceus	0.0002	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	
Grupos	A	B	C	D				
A		5434.79	2290.14	515.77				
B	<.0001		10207.21	150.06				
C	<.0001	<.0001		2887.93				
D	<.0001	<.0001	<.0001					

Tabla 3. Dieta e índice trófico (TROPH) de todas las damiselas del Pacífico Oriental. Dieta bentónica = A: esponjas; B = macroalgas, microalgas, crustáceos y lombrices sésiles; C = moluscos sésiles; D = crustáceos móviles; E = lombrices móviles; F = anemonas; G = gasterópodos; H = huevos de pez. Dieta pelágica = I: zooplancton; J = crustáceos; K = larvas de pez. Otros: L = detritus; M = ectoparásitos. e.e = error estándar. OS = observaciones subacuáticas; a = Robertson & Allen, 2008; b = Hobson, 1965; c = Grove & Lavenberg, 1997; d = Petersen & Marchetti, 1989; e = Espinoza & Salas, 2005; f = Nuñez & Vazquez, 1987; g = Angel & Ojeda, 2001; h = Greenfield & Woods, 1980; i = Rothans & Miller, 1991; j = Bray, *et al.* 1988; k = Hixon, 1981.

	Dieta													**Índice trófico (TROPH)**		
	Bentónica								Pelágica			Otros				
Especies	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	Media	e.e.	Autor
Abudefduf concolor	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.38	a
A. declivifrons	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.6	0.52	OS; a
A. troschelii	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	3.9	0.61	OS; b; c; d
Azurina eupalama	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	4	0.66	a
A. hirundo	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	3.8	0.58	a
Chromis alta	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	4	0.65	a
C. atrilobata	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	3.9	0.61	OS; a; b; e
C. crusma	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	4	0.65	f; g
C. intercrusma	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	4	0.65	a
C. limbaughi	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	3	0.38	OS; a
C. meridiana	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	3	0.38	h
C. punctipinnis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3.4	0.45	i; j
Hypsypops rubicundus	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.6	0.21	a; k
Microspathodon bairdii	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2.8	0.36	OS; a
M. dorsalis	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2.8	0.36	OS; a; e
Nexilosus latifrons	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.9	0.32	a; c; g
Stegastes acapulcoensis	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.40	OS; a; e
S. arcifrons	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	3.1	0.38	a; c
S. baldwini	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.40	a
S. beebei	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0.38	a; c
S. flavilatus	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0.38	OS; a; d; e
S. leucorus	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.40	OS; a
S. rectifraenum	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2.9	0.34	OS; a; b; d
S. redemptus	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.40	a
Zalembius rosaceus	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	3.3	0.47	a

Ecomorfología evolutiva

Región cefálica y dieta. Para analizar la relación evolutiva de la morfología cefálica y la dieta, es necesario considerar una hipótesis filogenética que nos indique la dirección del proceso evolutivo. Así, se consideró la hipótesis filogenética de Cooper *et al*. (2009). De esta hipótesis se pueden rescatar las relaciones de los géneros y las subfamilias, sin embargo, dado que en ese trabajo no se usaron las especies del presente trabajo, no están resueltas las relaciones de las especies y no tenemos longitud de ramas. Debido a lo anteriormente citado, fue necesario desarrollar una hipótesis filogenética a partir de los datos morfológicos para, así, tener las relaciones de las especies resueltas y la longitud de las ramas. Se desarrolló una búsqueda mediante el método de Parsimonia, en el programa TNT (Goloboff *et al*., 2008) que permite analizar las relaciones filogenéticas a partir de landmarks.

El árbol obtenido presenta poca resolución, pocas ramas presentan más del 50% de soporte, se presenta una politomía cerca de la base entre especies del género *Chromis* y *Azurina.* Los miembros del género *Abudefduf* se segregan en dos grupos, *A. troschelii* se agrupa a *Chromis*, mientras que *A. concolor* y *A. declivifrons* a *Microspathodon*. Sin embargo, se rescata la estrecha relación entre las especies del género *H. rubicundus, N. latifrons*, y como un grupo adjunto ambas especies del género *Microspathodon*, todos miembros de la subfamilia *Stegastinae*, así como la relación entre *Chromis* y *Azurina*. Además, se buscó la relación entre las especies mediante un análisis de agrupación (UPGMA). Mediante este análisis se observaron patrones similares a los encontrados mediante el análisis filogenético. Al analizar la relación de estos dos análisis y los tres grupos tróficos principales, se observa que los clados encontrados presentan una relación estrecha con los grupos tróficos (Figura 4). Haciendo uso de esta hipótesis filogenética basada en morfología y la hipótesis de Cooper *et al*. (2009) se analizaron las relaciones entre la forma y el nicho trófico. La relación entre la forma y la talla es baja. Los resultados de la regresión filogenética entre los valores del índice TROPH y las variables morfológicas muestran una relación positiva al usar ambas filogenias (Tabla 4).

Tabla 4. Análisis de regresión filogenética para examinar la alometría y la relación entre la morfología cefálica y la dieta. Las pruebas emplean 23 grados de libertad. TC = tamaño del centroide; LS = longitud estándar.

Variable	r^2	*F*	*P*
TC vs. variables morfométricas (filogenia molecular y morfológica)	0.41	16.32	0.0005
LS vs. variables morfométricas (filogenia molecular y morfológica)	0.17	4.64	0.042
Índice TROPH vs. variables morfométricas (filogenia molecular)	0.51	23.16	< 0.0001
Índice TROPH vs. variables morfométricas (filogenia morfológica)	0.51	23.16	< 0.0001

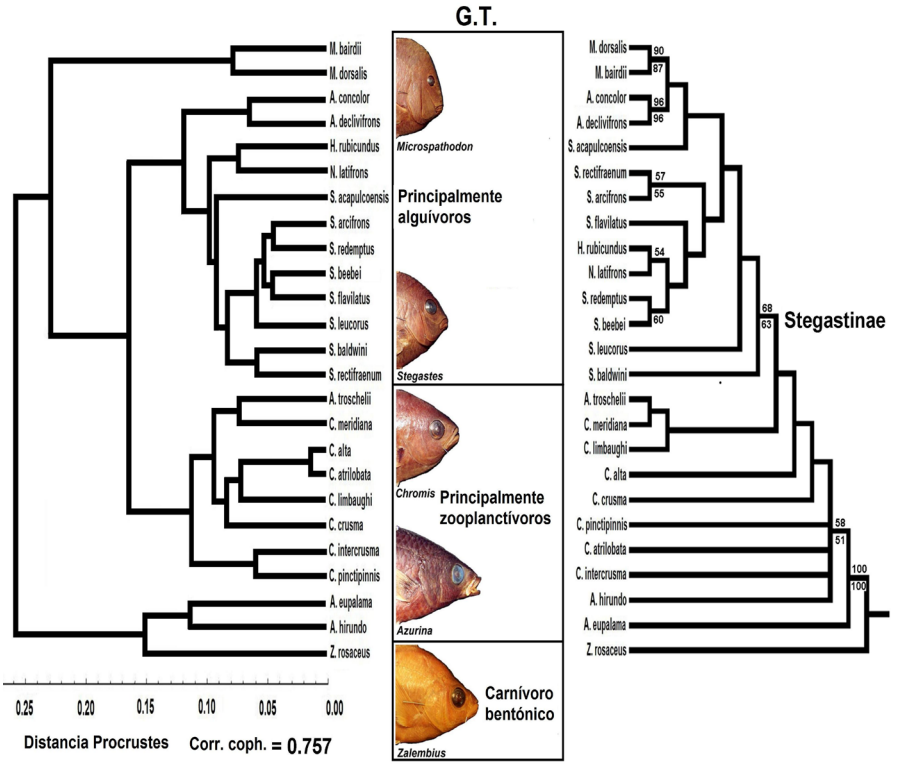

Figura 4. Comparación de dos modelos jerárquicos fenograma (izq.) y filogenia morfométrica (der.). Centro = Principales dietas de las damiselas estudiadas. G.T. = grupos tróficos. Las fotografías de algunas especies se adicionan para ayudar a visualizar el patrón de variación cefálica con relación a los grupos tróficos. En la filogenia el numero en las ramas representa los valores de soporte (1000 réplicas Jackknife, cortando 50, $p = 36$).

El análisis de árboles en espejo claramente demuestra que los grupos obtenidos presentan una fuerte relación con los hábitos alimenticios (Figura 5). La morfología cefálica se relaciona más con los niveles tróficos que con la filogenia. Los datos tróficos agrupan a las 24 damiselas en tres grupos: (1) principalmente algívoras, (2) principalmente zooplanctívoras y (3) un grupo intermedio que se alimenta principalmente de pequeñas presas pelágicas y bentónicas. Así, los análisis morfométricos permiten discriminar tres grupos principales e incluso muestran un claro grado de variación hacia los extremos morfológicos (*Azurina* y *Microspathodon*). Por otro lado, la hipótesis filogenética morfológica muestra únicamente dos grupos: (1) la subfamilia Stegastinae, de principalmente especies algívoras con la convergencia de *A. concolor* y *A. declivifrons,* y (2) un grupo compuesto por las especies zooplanctívoras *A. troschelii, C. meridiana* y *C. limbaughi*.

La optimización de los valores del índice TROPH y la morfología en la hipótesis molecular muestran que las especies del género *Stegastes* y *N. latifrons* son muy similares en ambos caracteres. La subfamilia Stegastinae presenta alta correlación entre la morfología y la dieta. La hipótesis filogenética morfológica exhibe patrones de convergencia de los miembros del género *Abudefduf*. Las especies *A. concolor* y *A. declivifrons* son morfológicamente similares a las especies del género *Microspathodon,* la dieta de *A. concolor* es similar a la de *Stegastes*, mientras que *A. declivifrons* presenta una dieta muy específica, similar a la de *C. punctipinnis* y *Z. rosaceus*. Por su parte, *A. troschelii* presenta un patrón de convergencia trófica con el género *Chromis,* y morfología similar a la de *Z. rosaceus*. Las especies *H. rubicundus* y *N. latifrons* son morfológicamente similares, sin embargo la dieta de *H. rubicundus* es más similar a la de *Microspathodon.* La morfología de la región cefálica es un carácter conservado en la subfamilia Stegastinae a través de ambas filogenias.

De acuerdo a los valores del índice TROPH, la subfamilia Chrominae presenta cinco categorías distribuidas entre los valores medios y altos. No obstante, el rango de variación morfológica de esta subfamilia es reducido, dos categorías. La subfamilia Abudefdufinae es altamente diversa, presenta dos categorías

morfológicas, una presente en los miembros de la subfamilia Stegastinae y la segunda única para la familia Pomacentridae ya que se relaciona más con el grupo hermano (*Z. rosaceus*). En lo referente a la dieta, esta subfamilia presenta tres categorías, un patrón trófico registrado en Stegastinae, otro registrado en Chrominae y el tercero único para la familia Pomacentridae.

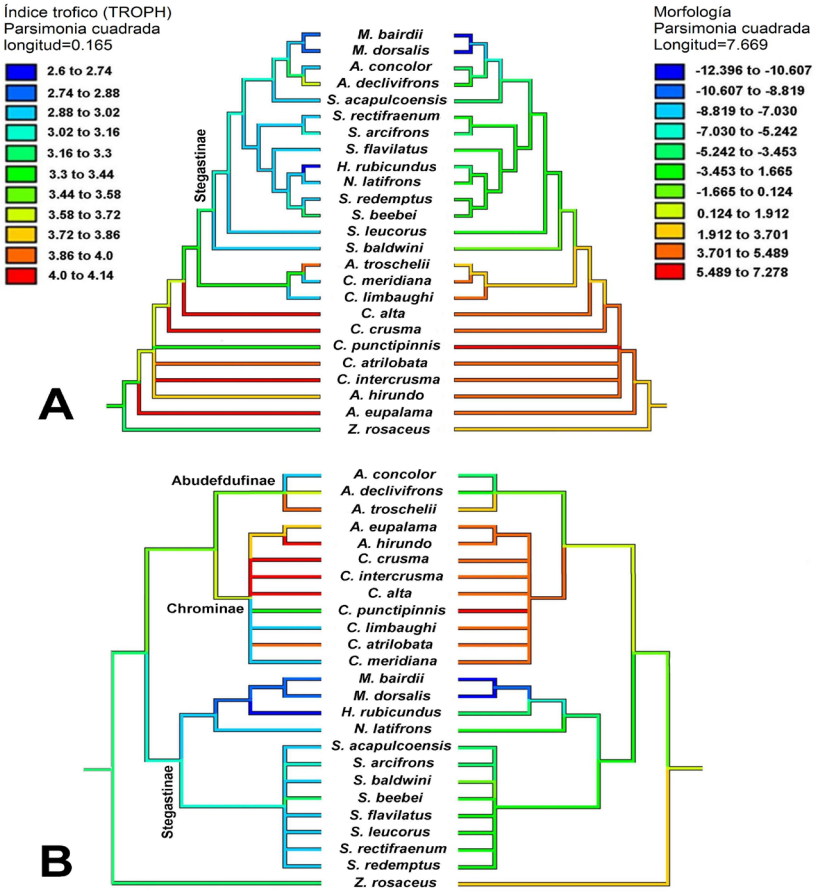

Figura 5. Árboles en espejo. Optimización de los valores del índice TROPH (izq.) y morfología (der.) en la filogenia: A = hipótesis morfológica; B = hipótesis molecular. Cuadros de colores = categorización de las variables, forma e índice trófico.

Discusión

La cavidad bucofaríngea de los peces ha sido modelada como un cono truncado, la base es una abertura circular la cual se alarga hasta la parte posterior de la canasta branquial al nivel del opérculo (Alexander, 1967; Lauder, 1980; Lauder & Lanyon, 1980; Liem, 1993). La eficiencia de este cono depende de varios factores como la morfología del esqueleto (Liem, 1980). Hay tres modelos básicos de comportamiento alimenticio de acuerdo al grado de acortamiento del cono (Liem, 1980, 1993): succionar, ramonear y morder. Sin embargo, un modelo no excluye a otro, muchos teleósteos son capaces de modular su modo de alimentarse y moverse entre estas categorías básicas (Liem, 1980, 1993; Ferry-Graham *et al.,* 2002). La región cefálica de las damiselas nos permite considerar que son buenos succionadores (Emery, 1973; Frédérich *et al.,* 2008; Cooper & Westneat, 2009; presente estudio), los análisis de morfometría geométrica permitieron profundizar en el entendimiento de las diferentes formas de alimentación de las damiselas y su relación con los patrones funcionales.

La principal diferencia entre los grupos morfológicos aquí estudiados es el grado de agudeza de la región cefálica, la cual va de perfiles cefálicos alargados y angulares como el de *Z. rosaceus*, ambas especies del género *Azurina*, *A. troschelii* y todas las especies del género *Chromis*, seguidas por perfiles angulares y cortos como los de *A. concolor, A. declivifrons, H. rubicundus, N. latifrons* y todas las especies del género *Stegastes,* a finalmente un perfil cefálico casi plano presente en las dos especies del género *Microspathodon*. El carnívoro bentónico *Z. rosaceus* se alimenta principalmente de gasterópodos, crustáceo y gusanos móviles. Como se observó en algunos cíclidos (Liem, 1993), un perfil cefálico angular puede facilitar la obtención de este tipo de presas.

Un perfil parecido lo presentan las especies del género *Chromis* y *Azurina*, aunque esta última es más alargada, sin embargo *Z. rosaceus* muestra gran diferencia morfo-funcional con las especies zooplanctívoras, esta diferencia no se observó mediante nuestro análisis morfométrico debido a que solo se observa cuando el hocico es totalmente extendido. Cuando *Z. rosaceus* está comiendo, extiende su hocico y la protrusión de este se orienta ventralmente, optimizando

la captura de preseas del bentos. En el caso de *Azurina* y *Chromis* el hocico se extiende menos y rostralmente lo que les permite alimentarse del zooplancton de la columna de agua. Estudios posteriores podrían analizar las diferencias en el grado de protrusión de los huesos premaxilares durante la alimentación de *Azurina* y *Chromis.*

Especies zooplanctívoras como *Azurina* y *Chromis* pueden describirse como organismos que particularmente se alimentan de plancton que seleccionan visualmente y que atacan individualmente. La posesión de ojos relativamente grandes puede incrementar su habilidad de encontrar presas en el plancton, tal como fue ejemplificado en cíclidos (Barel, 1983). Así, su perfil cefálico alargado facilita la captura de organismos usando la estrategia de ramoneo y succión (Coughlin & Strickler, 1990). Consideramos que hacen falta análisis detallados del proceso de protrusión en estas especies ya que puede ser determinante en el desempeño de cada grupo. Por ejemplo, el grado de contribución por ramoneo y/o por succión durante el proceso alimentario puede variar entre estos dos géneros (Wainwright *et al.,* 2001).

Abudefduf troschelii es una especie omnívora que se alimenta principalmente de zooplancton (Grove *et al.,* 1986; presente estudio). Robertson & Allen (2008) consideran esta especie dentro de dos grupos tróficos: omnívoro y zooplanctívoro. Esta especie presenta un perfil cefálico similar a las especies exclusivamente zooplanctívoras de los géneros *Chromis* y *Azurina.* De igual manera, *A. troschelii* es un habitante de los arrecifes rocosos y coralinos, se observa en aguas poco profundas buscando zooplancton en grupos. En contraste, *A. concolor, A. declivifrons, H. rubicundus, N. latifrons,* las especies del género *Stegastes* y ambas especies del género *Microspathodon* se alimentan principalmente de algas que crecen sobre rocas. Dentro de este grupo trófico, las especies del género *Microspathodon* presentan diferencias importantes en la manera de atacar la presa.

Las observaciones subacuáticas y el análisis de las piezas óseas permitieron diferenciar entre las especies, como *Stegastes*, que ramonean algas y desprenden pequeños invertebrados de rocas pequeñas, principalmente horizontales y las especies del género *Microspathodon* que al separar el alga de la superficie en la

que se encuentra, raspan las paredes de las rocas, que son principalmente rocas grandes con altas paredes verticales. Esta técnica de alimentación probablemente se facilita gracias al perfil casi plano de las especies del género *Microspathodon*. Aunado a esto, los huesos premaxilares muestran en su región anterior tejido conectivo donde los dientes se están produciendo continuamente (Ciardelli, 1967). Cada que el organismo raspa las paredes de las rocas, los dientes se desgastan y consecuentemente necesita producirlos constantemente (Trapani, 2001). Además, este tejido conectivo que soporta y nutre los dientes puede actuar como un buffer entre los dientes y la premaxila, absorbiendo el movimiento de los dientes en las rocas. Así, aunque el contenido de la dieta sea el mismo, si la manera de obtenerlo difiere, el patrón morfológico puede divergir.

Los resultados indican que las damiselas del Pacífico Oriental muestran diferencias fuertes en el perfil cefálico y que estas diferencias se relacionan al grado de agudeza del perfil y la posición del ojo y el hocico (Figura 6). Se encontró un fuerte patrón de relación entre la morfología cefálica y la dieta en las damiselas del Pacífico Oriental al igual que en previos análisis (Frédérich *et al*., 2006, 2008; Cooper & Westneat, 2009). Sin embargo, la relación entre la morfología cefálica y los hábitos alimenticios encontrados en el presente trabajo van un paso adelante ya que en el presente trabajo se observó que, si bien la morfología puede estar altamente relacionada al tipo de alimentación de cada organismo, además responde a la manera en la que se extraen los recursos del medio.

Referencias

Aburto-Oropeza, O. & E.F. Balart. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Mar. Ecol*., 22: 283–305.

Aguilar-Aguilar, R., R. Contreras-Medina & G. Salgado-Maldonado. 2003. Parsimony analysis of endemicity (PAE) of Mexican hydrological basins based on helminth parasites of freshwater fishes. *J. Biogeogr*., 30: 1861–1872.

Aguilar-Medrano, R., B. Frédérich, E. De Luna & E.F. Balart. 2011. Patterns of morphological evolution of the cephalic region in damselfishes (Perciformes,

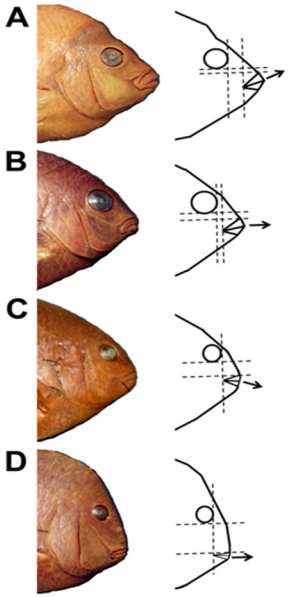

Figura 6. Esquematización de la variación relacionada a la posición del hocico y del ojo en el perfil cefálico de: A = *Hypsypops rubicundus*, B = *Stegastes flavilatus,* C = *Nexilosus latifrons* y D = *Microspathodon dorsalis.*

Pomacentridae) of the eastern Pacific. *Biol. J. Linn. Soc*., 102: 593–613.

Albertson, R.C., J.T. Streelman & T.D. Kocher. 2003. Directional selection has shaped the oral jaws of Lake Malawi cichlid fishes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA,* 100: 5252–5257.

Alexander, R.M. 1967. The functions and mechanisms of the protrusible upper jaws of some acanthopterygian fish. *J. Zool.,* 151: 43–64.

Allen, G.R. 1991. *Damselfishes of the World*. Mergus Publ. Hans A. Baensch, Melle, Germany, 271 p.

Allen, G.R. & D.R. Robertson. 1998. *Peces del Pacífico Oriental Tropical*. CONABIO, Agrupación Sierra Madre y CEMEX, México, D.F., 327 p.

Alvarez-Filip, L., H. Reyes-Bonilla & L.E. Calderon-Aguilera. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Mar. Ecol.,* 27: 253–262.

Angel, A. & F.P. Ojeda. 2001. Structure and trophic organization of subtidal fish assemblages on the northern Chilean coast: The effect of habitat complexity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 217: 81–91.

Barel, C.D.N. 1983. Towards a constructional morphology of cichlid fishes (Teleostei, Perciformes). *Netherlands J. Zool.*, 33: 357–424.

Bellwood, D.R. & P.C. Wainwright. 2002. The history and biogeography of fishes on coral reefs, 5–32. En: Sale, P.F. (Ed.) *Coral Reef Fishes. Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, San Diego, 549 p.

Bookstein, F.L. 1996. Biometrics, biomathematics and the morphometric synthesis. *Bull. Math. Biol.*, 58: 313–365.

Bray, R.N., A.C. Miller, S. Johnson, P.R. Krause, D.L. Robertson & A.M. Westcott. 1988. Ammonium excretion by macroinvertebrates and fishes on a subtidal rocky reef in southern California. *Mar. Biol.*, 100: 21–30.

Campos-Dávila, L., V.H. Cruz-Escalona, F. Galván-Magaña, L.A. Abitia-Cárdenas, F.J. Gutiérrez-Sánchez & E.F. Balart. 2005. Fish assemblages in a Gulf of California Marine Reserve. *Bull. Mar. Sci.,* 77: 347–362.

Choat, J.H. 1991. The biology of herbivorous fishes on coral reefs, 120–155. En: Sale, P.F. (Ed.) *The Ecology of Fishes on Coral Reefs.* Academic Press, San Diego.

Ciardelli, A. 1967. The anatomy of the feeding mechanism and the food habits of *Microspathodon chrysurus* (Pisces: Pomacentridae). *Bull. Mar. Sci.*, 17: 843–883.

Cooper, W.J. & M.W. Westneat. 2009. Form and function of damselfish skull: rapid and repeated evolution into a limited number of trophic niches. *BMC Evol. Biol.*, 9: 24.

Cooper, W.J., L.L. Smith & M.W. Westneat. 2009. Exploring the radiation of a diverse reef fish family: phylogenetics of the damselfishes (Pomacentridae), with new classifications based on molecular analyses of all genera. *Mol. Phylogenet. Evol.*, 52: 1–16.

Coughlin, D.J. & J.R. Strickler. 1990. Zooplankton capture by a coral reef fish: An adaptative response to evasive prey. *Environ. Biol. Fish.,* 29: 35–42.

Danley, P.D. & T.D. Kocher. 2001. Speciation in rapidly diverging systems: Lessons from Lake Malawi. *Mol. Ecol.*, 10: 1075–1086.

Dobzhansky, T. 1950. Evolution in the tropics. *Am. Sci.*, 38: 209–221.

Duffy, J.E. 1996. Species boundaries, specialization, and the radiation of sponge-dwelling alpheid shrimp. *Biol. J. Linn. Soc.*, 58: 307–324.

Emery, A.R. 1973. Comparative ecology and functional osteology of fourteen species of damselfish (Pisces: Pomacentridae) at Alligator Reef, Florida Keys. *Bull. Mar. Sci*., 23: 649–770.

Espinoza, M. & E. Salas. 2005. Estructura de las comunidades de peces de arrecife en las Islas Catalinas y Playa Ocotal, Pacífico Norte de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop*., 53(3–4): 523–536.

Ferry-Graham, L.A., P.C. Wainwright, M.W. Westneat & D.R. Bellwood. 2002. Mechanisms of benthic prey capture in wrasses (Labridae). *Mar. Biol.,* 141: 819–830.

Fisher, W., F. Krupp, V. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter & V.H. Niem. 1995. *Guía FAO para la Identificación de Peces para los Fines de la Pesca. Pacífico Centro-Oriental*. FAO, Roma, Vol. II: 648–1200.

Frédérich, B., E. Parmentier & P. Vandewalle. 2006. A preliminary study of development of the buccal apparatus in Pomacentridae (Teleostei, Perciformes). *An. Biol*., 56: 351–372.

Frédérich, B., A. Pilet, E. Parmentier & P. Vandewalle. 2008. Comparative trophic morphology in eight species of damselfishes (Pomacentridae). *J. Morphol.*, 269: 175–188.

Glynn, P.W. & J.S. Ault. 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. *Coral Reefs*, 19: 1–23.

Goloboff, P.A., J.S. Farris & K.C. Nixon. 2008. T.N.T. Free program for phylogenetic analysis. *Cladistics,* 24: 774–786.

Greenfield, D.W. & L.P. Woods. 1980. Review of the deep-bodied species of *Chromis* (Pisces: Pomacentridae) from the Eastern Pacific, with descriptions of three new species. *Copeia*, 1980(4): 626–641.

Grove, J.S., D. Gerzon, M.D. Saa & C. Straing. 1986. Distribución y ecología de la familia Pomacentridae (Pisces) en las Islas Galápagos. *Rev. Biol. Trop*., 34: 127–140.

Grove, J.S. & R.J. Lavenberg. 1997. *The Fishes of the Galápagos Islands*. Stanford University Press, Stanford, 863 p.

Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeo-Electronica*, 4: 1–9.

Hixon, M.A. 1981. An experimental analysis of territoriality in the California reef fish *Embiotoca jacksoni* (Embiotocidae). *Copeia*, 1981(3): 653–665.

Hobson, E.S. 1965. Diurnal-nocturnal activity of some inshore fishes in the Gulf of California. *Copeia*, 1965(3): 291–302.

Hutchinson, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat*., 93: 245–249.

Jordan, D.S. & C.H. Gilbert. 1880. Description of a new flounder (*Platysomatichthys stomias*), from the coast of California. *Proc. U.S. Nat. Mus.*, 3: 301–303.

Kuiper, F.K. & L. Fisher. 1975. A Monte Carlo comparison of six clustering procedures. *Biometrics*, 31: 777–783.

Lauder, G.V. 1980. The suction feeding mechanism in sunfishes (*Lepomis*): an experimental analysis. *J. Exp. Biol.,* 88: 49–72.

Lauder, G.V. & L.E., Lanyon. 1980. Functional anatomy of feeding in the Bluegill sunfish *Lepomis macrochirus: in vivo* measurement of bone strain. *J. Exp. Biol.,* 84: 33–55.

Liem, K.F. 1980. Adaptive significance of intra- and interspecific differences in the feeding repertoires of cichlid fishes. *Amer. Zool.,* 20: 295–314.

Liem, K.F. 1993. Ecomorphology of the Teleostean skull, 422–452. En: Hanken, J. & B.K. Hall (Eds.) *The Skull: Functional and Evolutionary Mechanisms*. The University of Chicago Press, Chicago, 460 p.

Losos, J.B. 1990. A phylogenetic analysis of character displacement in Caribbean *Anolis lizards*. *Evolution*, 44: 558–569.

Manly, B.F.J. 1994. *Multivariate Statistical Methods: A Primer*. Chapman & Hall, Londres, 232 p.

Midford, P.E., J.T. Garland & W.P. Maddison. 2010. PDAP:PDTREE Package for mesquite, 2.73. Disponible en: http://mesquiteproject.org/pdap_mesquite/

Mojena, R. 1977. Hierarchical grouping methods and stopping rules: an evaluation. *Comp. J*., 20: 359–363.

Morrone, J.J. & J.V. Crisci. 1995. Historical biogeography: introduction to methods. *Ann. Rev. Ecol. Syst*., 26: 373–401.

Núñez, L. & J. Vásquez. 1987. Observaciones tróficas y de distribución espacial de peces asociados a un bosque submareal de *Lessonia trabeculata*. *Est. Ocean*., 6: 79–85.

Orr, M.R. & T.B. Smith. 1998. Ecology and speciation. *Trends Ecol. Evol*., 13: 502–506.

Petersen, C.W. & K. Marchetti. 1989. Filial cannibalism in the Cortez damselfish *Stegastes rectifraenum*. *Evolution*, 43: 58–168.

Robertson, D.R. & G.R. Allen. 2008. *Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific online information system*, Version 1.0. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panamá. Disponible en: http://biogeodb.stri.si.edu/sftep/

Rocha, L.A., D.R. Robertson, C.R. Rocha, J.L. Van Tassell, M.T. Craig & B.W. Bowen. 2005. Recent invasion of the tropical Atlantic by an Indo-Pacific coral reef fish. *Mol. Ecol*., 14: 3921–3928.

Rothans, T.C. & A.C. Miller. 1991. A link between biologically imported particulate organic nutrients and the detritus food web in reef communities. *Mar. Biol*., 110: 145–150.

Schluter, D. 2000. Ecological character displacement in adaptive radiation. *Amer. Nat*., 156 (Supplement): 4–16.

Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1962. The comparisons of dendrograms by objective methods. *Taxon*, 11: 33–40.

Streelman, J.T. & S.A. Karl. 1997. Reconstructing labroid evolution using single-copy nuclear DNA. *Proc. Royal Soc. London ser. B, Biol. Sci*., 264: 1011–1020.

Trapani, J. 2001. Position of developing replacement teeth in teleost. *Copeia*, 2001: 35–51.

Wainwright, P.C., L.A. Ferry-Graham, T.B. Waltzek, A.M. Carroll, C.D. Hulsey & J.R. Grubich. 2001. Evaluating the use of ram and suction during prey capture by cichlid fishes. *J. Exp. Biol.,* 204: 3039–3051.

Capítulo 6

Composición temporal del fitoplancton en ambiente de arrecife costero en el sureste de la Península de Baja California

Alejandra Torres-Ariño

CIBNOR
Becaria CONACYT 90620

Resumen

Se presenta una revisión con métodos convencionales sobre la composición y dinámica del fitoplancton de los ecosistemas de arrecife de Bahía de La Paz en el Golfo de California y Bahía Tortugas en el Pacífico, BCS, México, durante un ciclo anual. El microfitoplancton fue la fracción que mejor se evidenció, donde las asociaciones estuvieron constituidas por unas cuantas especies dominantes o subdominantes, siendo su dinámica explicada con base en las variaciones anuales de temperatura con tres periodos, uno cálido: agosto-octubre y noviembre, frío: diciembre –abril y julio y una temporada intermedia: noviembre-julio y marzo, para Bahía de La Paz y Bahía Tortugas, respectivamente. Los géneros con mayor frecuencia en Bahía de La Paz fueron en orden decreciente, las diatomeas (*Rhizosolenia*, *Chaetoceros*, *Nitzschia*, *Guinardia* y *Thalassiosira*), dinoflagelados (*Prorocentrum*), silicoflagelados (*Dictyocha*) y cianobacterias (*Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Spirulina*); mientras que en Bahía Tortugas, las diatomeas (*Navicula*, *Thalassiosira*, *Cocconeis*, *Amphora*, *Hemiaulus*, *Biddulphia*, *Achnanthes*, *Pseudo-nitzschia* y *Rhizosolenia*), dinoflagelados (*Protoperidinium*, *Prorocentrum* y *Scrippsiella*), silicoflagelados (*Dictyocha*) y cianobacterias (*Phormidium*, *Oscillatoria* y *Merismopedia*). Para ambos sitios es importante recalcar la presencia de especies de diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias considerados con cierto potencial perjudicial. Por la estructura de la comunidad de fitoplancton, Bahía de La Paz presentó baja diversidad durante todas las temporadas siendo más alta en Bahía Tortugas. La composición de las especies va más allá de los grupos dominantes, por lo que es necesario el empleo de nuevas técnicas que apoyen dichos estudios, siendo las técnicas moleculares una herramienta para evidenciar lo no perceptible por el ojo humano.

Palabras clave: composición fitoplanctónica, microplancton, ambientes de arrecife costeros, México

Temporal phytoplankton composition in the coastal reef environment of southeastern Baja California Peninsula

Abstract

Phytoplankton composition and dynamics of the reef ecosystems of the reef ecosystems of Bahía de La Paz in the Gulf of California and Bahía Tortugas in the Pacific Ocean both in the Baja California Sur, were evaluated with conventional methods during an annual cycle. Microphytoplankton was the fraction that better demonstrated where the associations were formed by a few dominant or subdominant species. Its dynamics was explained based on annual temperature variations with three periods: warm, August-October and November; cold, December-April and July; and one intermediate season: November-July and March. The most frequently general in Bahía de La Paz in decreasing order were diatoms (Rhizosolenia, Chaetoceros, Nitzschia, Guinardia, and Thalassiosira); dinoflagellates (Prorocentrum); silicoflagellates (Dictyocha), and cyanobacteria (Oscillatoria, Lyngbya, Spirulina); whereas in Bahía Turtles, in equal manner diatoms (Navicula, Thalassiosira, Cocconeis, Amphora, Hemiaulus, Biddulphia, Achnanthes, Pseudo-nitzschia, and Rhizosolenia); dinoflagellates (Protoperidinium, Prorocentrum, and Scrippsiella); silicoflagellates (Dictyocha), and cyanobacteria (Phormidium, Oscillatoria, and Merismopedia). For both sites it is important to emphasize the presence of diatom, dinoflagellate, and cyanobacteria species considered with certain detrimental potential. Because of the phytoplankton community structure, Bahía de La Paz Bay displayed low diversity during all the seasons, which were higher in Bahía Tortugas. Species composition goes beyond the dominant groups, which is why the use of new techniques is necessary to support these studies; in this case, molecular techniques are tools that can show what cannot be perceived by the human eye.

Keywords: phytoplankton composition, microplankton, coastal reef environments, Mexico

Introducción

El fitoplancton, independientemente su origen (marino, costero, pelágico) y/o del tipo de agua en donde se encuentre (marino, salobre, dulceacuícola), comprende un vasto y variado grupo de diferentes microorganismos que en su mayoría son unicelulares y con características peculiares aunque a veces poco perceptibles. Este término incluye grupos como cianoprocariotas, diatomeas, clorofitas, euglenofitas, rafidofitas, dinoflagelados, silicoflagelados, cocolitofóridos y otras células flageladas y no flageladas, algunas de ellas denominadas microflageladas Kraberg *et al.* (2010). Dependiendo del ambiente dulceacuícola o marino, tendrán representantes o no de estos grupos y variará, por tanto, su abundancia y diversidad. Pueden presentar diferentes formas de organización celular que va de células solitarias, en cadena, formando filamentos hasta agregados celulares formando lo que se conoce como nieve marina.

El fitoplancton es el componente fotosintético y constituye el primer eslabón de la trama alimenticia en los sistemas acuáticos, junto con los productores primarios que habitan los fondos de los cuerpos de agua, contribuyendo a la estabilidad, estructura y salud de los ecosistemas (Perry, 1970; Malone, 1971; Khalil, 1990; Lara-Lara & Bazán-Guzmán, 2005; Godhe *et al*., 2008; Ramdani *et al*., 2009). El fitoplancton conforma una parte del plancton, en donde se ubican a los organismos que flotan de manera errante por el movimiento del agua más que por su propia capacidad para nadar. Aunque dentro del fitoplancton se presentan estructuras que pudieran capacitar a los organismos para nadar, son tan pequeños que su nado no los mueve lejos comparados con la distancia que son recorridas por el movimiento del agua (Ramdani *et al*., 2009).

¿Por qué es importante que se estudie la composición del fitoplancton?

La composición biológica y riqueza de la gran parte de los ecosistemas está cambiando como resultado de la destrucción del hábitat, la contaminación, la introducción de especies invasoras y los cambios climáticos (Duffy & Stachowicz, 2006). Si bien el estudio del fitoplancton es un área bastante abordada, aún existe la inquietud de seguir estudiando su biodiversidad dado que representa el mayor grupo taxonómico, junto con el zooplancton y los microorganismos (bacterias,

arqueas y virus) y es un componente clave para entender la vida en el planeta. Las redes tróficas en el océano dependen de su composición y abundancia, siendo los productores primarios la base funcional de todos los ecosistemas acuáticos. Field *et al.* (1998), estimaron que de la totalidad de producción primaria en el océano, el fitoplancton contribuye con al menos 48 x 10^{15} toneladas de carbón al año. Esta actividad, llevada a cabo por el fitoplancton, es transferida vía zooplancton para sostener una producción global de 240 millones de toneladas de peces que son cosechados anualmente en la actividad pesquera.

Por otra parte, el fitoplancton juega un papel crucial en la regulación del clima al estar involucrado en la exportación del carbón y otros elementos de la atmósfera y superficie de las aguas hacia el interior del océano, así como en su disminución (Arrigo *et al*., 1999) y sedimentación (Sieracki *et al*., 1993). Sin embargo, su papel se extiende más allá de la reducción del CO_2 de la atmósfera, algunos grupos como cocolitofóridos y dinoflagelados son capaces de crear su propio clima al producir un compuesto volátil (dimetil sulfóxido, DMSO) vía transformaciones biogeoquímicas, el cual es importante para la formación de las nubes sobre el océano (Simó *et al*., 2000). Finalmente, la abundancia y composición del fitoplancton están fuertemente influenciadas por el clima y otros procesos ambientales como la temperatura, pH, disponibilidad de nutrimentos, luz solar, mezcla del agua, y la velocidad y dirección de las corrientes, como los patrones del viento y circulación de gran escala (Martínez-López & Verdugo-Díaz, 2000; Jouenne *et al*., 2007). Tal variabilidad en el ambiente físico se refleja en las comunidades de fitoplancton (Estrada & Blasco, 1985) de manera que los cambios en la distribución de las especies y en la estructura de las mismas, son el resultado del efecto individual (o en conjunto) de las características fisicoquímicas, la estructura hidrográfica y los procesos biológicos y dinámicos del sistema (Rojas-de-Mendiola, 1981; Hernández-Alonso, 1993; López-Serrano, 2000; Almeida *et al*., 2002; McQuoid & Godhe, 2004).

Áreas costeras y ecosistemas de arrecife: impacto y consecuencias

Las áreas costeras han sido fuertemente impactadas por las actividades humanas cambiando la salud del sistema y las características fisicoquímicas del agua, con su

posterior alteración de la composición y abundancias del plancton (Delgado, 1990; Borja, 2005; Jouenne *et al*., 2007). Los arrecifes (de coral y rocosos) de ambientes costeros son ecosistemas de amplio dinamismo atmósfera-ambiente terrestre y marino, con rasgos particulares, en donde sirven de sostén y refugio para miles de organismos de importancia ecológica y económica (Kennedy *et al*., 2002). Sin embargo, la alteración de los hábitats costeros los hace más vulnerables, inclusive, a los cambios ambientales que pudieran considerarse como naturales (tormentas y huracanes). La modificación, deterioro o pérdida de dichos ambientes tendría consecuencias negativas para los ecosistemas, otros animales y el humano (Jackson *et al*., 2001; Kennedy *et al*., 2002).

Justificación

La composición de las comunidades del fitoplancton influencia el estado ecológico del sitio, siendo algunos de ellos indicadores de la calidad, deterioro o factor de cambio del estatus ecológico (Gaxiola *et al*., 1988; Fathi *et al*., 2001; Borja, 2005). Los cambios en la comunidad del fitoplancton son una alerta de las variaciones presentes en los ecosistemas. Es cada vez más firme la apreciación del valor, como indicadores biológicos, de la salud de los océanos y son una herramienta para valorar el impacto del cambio climático en la vida marina, las pesquerías y los humanos (Arreguín-Sánchez, 2000).

Debido al cambio constante que han venido presentando las comunidades conforme los cambios en el ambiente, aún existe desconocimiento del comportamiento y composición de las mismas o bien si pudieran servir para indicar el restablecimiento de un ecosistema, de ahí que la composición del fitoplancton y los cambios en su estructura comunitaria sirven como modelo para explicar el estado de un ecosistema. El presente trabajo evalúa la composición del fitoplancton durante un ciclo anual de dos ecosistemas tipo y representativos del sureste de la Península de Baja California, ambos con presencia de arrecife (coralino y rocoso) e influencia humana. Sin embargo, solo se pretende evaluar el cambio temporal de la estructura comunitaria del fitoplancton.

Material y métodos

Área de estudio

Los ecosistemas rocosos seleccionados corresponden a un sistema protegido, situado en el interior del Golfo de California y de condición subtropical, con temperaturas elevadas y presencia variable de parches y cabezas aisladas de coral, con influencia estacional (y secundaria) de macroalgas en Bahía de La Paz (110º 18' 45" W y 24º 23' 30" N). En este sitio se incluyeron cuatro estaciones dentro del Canal de San Lorenzo (CSL): una ubicada en los módulos de arrecife artificial (MAA), un punto al azar intermedio entre este punto (PC), el tercero ubicado en sobre un montículo de arrecife natural (MAN) y otra en una región considerada de alta productividad en Punta Diablo (PD) (Figura 1A).

El segundo sistema situado en Bahía Tortugas, Municipio de Mulegé (114º 53' 45" W y 27º 41' 30" N; altitud 10 msnm) es de alta energía, oleaje y con exposición directa al Océano Pacífico y por lo mismo presenta condiciones templadas, con dominancia de macroalgas, pastos marinos y esponjas. En esta localidad se seleccionaron 4 estaciones de muestreo: una a la entrada de la Bahía (BL) y tres en la parte externa, que comprenden de Piedra de Trini (PT), frente a Los Morros (LM) y Rincón de Méndez (RM). Cuando las condiciones climáticas no permitieron el muestreo en las estaciones seleccionadas, se incluyeron 2 estaciones dentro de la Bahía denominadas Cultivo ostión (C) y Boca Boya (BB), además de una zona de rompiente rocoso en Clam Bay (CB) (Figura 1B). Los muestreos se llevaron a cabo durante dos ciclos anuales (2009 y 2010) cubriendo las temporadas fría y cálida para ambos áreas de estudio. Las variables ambientales (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) se obtuvieron con una sonda multi-parámetros (YSI-85).

Obtención de muestras e identificación de grupos

Las muestras de fitoplancton fueron recolectadas mediante arrastre vertical con una red de plancton con luz de malla de 20 µm (15 a cero m, profundidad), de acuerdo a Anderson *et al.* (2001). Las muestras fueron conservadas con lugol-acetato (Cortés-Altamirano, 1998) y el análisis cualitativo se realizó siguiendo el método de Utermöhl (Sournia, 1978). Simultáneamente, se tomaron datos puntuales de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto con una sonda YSI-85.

En el laboratorio, las muestras fueron revisadas en un microscopio óptico compuesto (Olympus BX51) empleando microscopía de contraste de fases y campo oscuro. La identificación taxonómica se realizó mediante el uso de guías de identificación para grupos como cianobacterias, diatomeas, silicoflagelados, dinoflagelados (Desikachary, 1959; Anagnostidis & Komarek, 1988; Balech, 1988; Tomas, 1997; Kraberg *et al*., 2010).

Análisis estadístico

Para conocer la distribución de las especies por grupo y temporada se realizó un análisis exploratorio de los datos a través de la elaboración de diagramas de caja y bigote considerando a la mediana como medida de tendencia central y los cuartiles como indicadores de la dispersión de los datos. La comparación estadística se

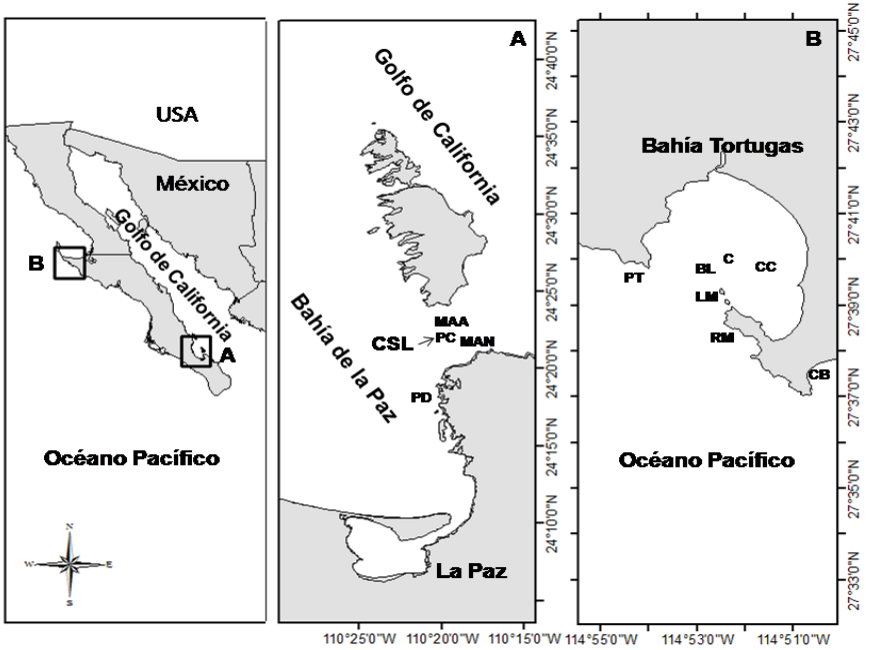

Figura 1. Área de estudio: A = Bahía de La Paz donde MAA = Módulo de Arrecife Artificial; PC = Punto Canal; MAN = Módulo de Arrecife Natural y PD = Punta Diablo. B = Bahía Tortugas donde RM = Rincón de Méndez; LM = Los Morros; BL = Bahía-Lobera; PT = Piedra de Trini; C = cultivo ostión; BB = Boca Boya y CB = Clam Bay.

realizó mediante el método de Kruskal-Wallis (Zar, 1999). Asimismo, se utilizaron gráficas apiladas para representar la proporción presencia–ausencia de las especies por temporada en cada bahía. La caracterización de la diversidad alfa se realizó a través de la cuantificación de la frecuencia de géneros y especies/género para ambas localidades, y el índice de Margalef para comparar la riqueza específica (Magurran, 1988). Se utilizó el índice de Shannon para calcular la diversidad por temporada en cada localidad (Krebs, 1999). Los estimadores beta se realizaron a partir de la obtención del índice Jaccard entre temporadas/localidad, para su comparación (Washington, 1984; Magurran, 1988).

Resultados

Condiciones ambientales

Bahía de La Paz. El comportamiento de la temperatura fue similar para todas las estaciones, observándose dos temporadas, la cálida para los meses de agosto, septiembre y octubre con un promedio de temperatura máxima de 29.84°C y la fría en los meses de enero a marzo con un ligero incremento en febrero, siendo su promedio mínimo de 22°C. También se delimitó una temporada de transición en el mes de noviembre denominada "intermedia", en donde la temperatura promedio fue de 25.75°C. El oxígeno disuelto, presentó una fluctuación entre 6.5 y 8.6 mg/L, siendo mayor en los meses de septiembre y febrero, y menor de octubre a diciembre. La mayor salinidad se presentó en los meses de julio y agosto (34.9 ups), registrándose de manera decreciente en los meses de noviembre a enero y abril (34.4 ups). Las menores salinidades se presentaron en los meses de septiembre y febrero (33.7 ups), con una excepción en enero (33.5 ups) para la estación del Canal (PC).

Bahía Tortugas. En esta localidad se registraron temperaturas templadas, siendo las menores en los meses de julio (13.5°C) y marzo (15.3°C) y la mayor en noviembre (22°C). Los registros de oxígeno disuelto para los meses de noviembre, julio y marzo fueron de 7.1, 8.5 y 9.3 mg/L, respectivamente. La salinidad se mantuvo constante, siendo su promedio de 32.9 ups.

Composición de especies

Para ambas localidades se reconocieron tres periodos con base en la temperatura superficial, registrándose el número de especies de fitoplancton por temporada Cálida (C), Intermedia (I) y Fría (F), además de la frecuencia de aparición de las especies (Fr) (Tablas 1 y 2).

Bahía de La Paz. En esta localidad se reconocieron un total de 142 especies (Tablas 1 y 3), siendo mayor en la temporada cálida (agosto) y observándose una disminución hacia la temporada fría (marzo). De los porcentajes de presencia-ausencia, el 60% de los organismos se encontraron en la temporada cálida, 30% para la intermedia y 20% en la fría; no se reportaron especies comunes en las tres temporadas. Sin embargo, al contrastar estadísticamente las tendencias mediante el análisis Kruskal Wallis, no se observaron diferencias significativas entre el número de especies por temporada, lo que sugiere que la riqueza de especies se mantiene relativamente constante; el menor número de géneros se encontró para la relación cálido-fría (Figura 2A).

En términos de la relación especies/género, se observa que en todas las temporadas los géneros representados por una sola especie componen más del 70% de los elencos taxonómicos analizados; en mucho menor medida se encontraron con dos especies y, solamente en la temporada cálida el género *Ceratium* (Dinophyceae) contribuye con nueve. En las muestras del periodo cálido-frío todos los géneros tuvieron una sola representación (Figura 2A). Los resultados del índice de Margalef indican que la temporada cálida presenta la mayor riqueza, seguida en orden descendente para las temporadas intermedia y fría, las cuales presentaron valores muy similares. La riqueza para temporadas conjuntas es baja, y no presenta variaciones importantes mientras que un comportamiento similar fue observado para la diversidad (Figura 3A), ya que todas las temporadas presentan bajos índices de diversidad.

Al comparar patrones comunes de géneros entre temporadas, mediante el índice de Jaccard (Washington, 1984; Magurran, 1988), se obtuvieron valores bajos lo que sugiere que el grado de similitud entre ellas es bajo, ya que comparten pocos géneros.

Tabla 1. Lista de especies y frecuencia de aparición (Fr) del microfitoplancton presente en el ecosistema de arrecife de la Bahía de La Paz durante las temporadas cálida (C), intermedia (I) y fría (F).

CIANOPROCARIOTAS	DIATOMEAS PLANCTÓNICAS	DINOFLAGELADOS
Cianofita sp01 (C)	*Bacillaria paxillifer* (C)	*Ceratium falcatiforme* (I)
Limnothrix amphigranulata (F)	*Bacteriastrum* sp. (F)	*C. breve* var *parallelum* (C)
Lyngbya sp. (C)	*B. delicatum* (I)	*C. declinatum* f. *normale* (C)
Oscillatoria sp. (C)	*Chaetoceros lorenzianus* (C)	*C. furca* var *furca* (C)
Spirulina sp. (C)	*C. diadema* (I)	*C. fusus* (C)
DIATOMEAS BENTÓNICAS	*C. lorenzianus* var *fórceps* (I)	*C. horridum* var *buceros* (C)
Achnanthes sp01 (C)	*C. didymus* var *protuberans* (I)	*C. longipes* (C)
Actinoptychus senarius (C)	*C. messanensis* (I)	*Ceratium* sp. (I)
Actinoptychus sp01 (C)	*C. peruvianus* (I)	*C. symmetricum* var
Amphora cf. *proteus* (C)	*Chaetoceros* sp01 y 03 (C)	*coarctatum* (F)
A. ocellata (I)	*Chaetoceros* sp04 (F)	*C. teres* (C)
A. proteus var *contigua* (C)	*Coscinodiscus* sp02 (I)	*C. trchoceros* (C)
Amphora sp01,sp02 (C)	*Coscinodiscus* sp01, sp03 (C)	*C. tripos* var *atlanticum* (C)
Bleakeleya sp. (C)	*C. asteromphalus* (C)	*Dinophysis caudate* (C)
Climacosphenia sp. (C)	*Eucampia* sp. (I)	*Diplopsalis* sp. (C)
Cyclotella sp01 (C)	*Guinardia delicatula* (I)	*Gonyaulax verior* (C)
Diploneis splendida (F)	*Haslea wawrikae* (C)	*Gyrodinium* sp01 (C)
D. interrupta (C)	*Hemiaulus* sp. (I)	*Lingulodinium* sp. (C)
Diploneis sp01 (I)	*Lithodesmium* sp. (F)	*Peridinium quinquecorne* (C)
Diploneis sp02 (F)	*Planktoniella sol* (C)	*Podolampas palmipes* (C)
Gephyrea media (F)	*Porosira* sp01,sp02 (F)	*Prorocentrum gracile* (I)
Licmophora sp. (C)	*Pseudo-nitzschia* sp01,sp02 (C)	*P. micans* (C)
Lyrella clavata subconstricta (F)	*Pseudo-nitzschia* sp03 (I)	*P. minimum* (C)
Nitzschia dissipata (F)	*Pseudosolenia calcar-avis* (C)	*Prorocentrum* sp. (I)
N. sigmoidea (I)	*Rhizosolenia bergonii* (F)	*P. triestinum* (C)
N. spathulata (C)	*R. pungens* (C)	*Protoperidinium divergens* (C)
Odontella sp. (I)	*R. setigera* (C)	*P.* cf. *cassum* (C)
Paralia sulcata (C)	*Rhizosolenia* sp02 (I)	*P. conicum* (C)
Pleurosigma sp01,sp03 (C)	*Skeletonema costatum* (C)	*P. globolus* (C)
Synedra sp01,sp02 (C)	*Striatella* sp. (C)	*P. oceanicum* (C)
DIATOMEAS BENTÓNICAS-PLANCTÓNICAS	*Thalassiosira* sp01,sp04,sp05, sp07,sp08 (I)	*P. pyriforme* subsp. *breve* (C)
Nitzschia sp02 (I)	*Thalassiosira* sp02 (C)	*P. quinquecorne* (C)
Nitzschia sp01 (C)	*Thalassiosira* sp06 (F)	*P. venustum* (C)
SILICOFLAGELADAS	*T. ecentrica* (F)	*Protoperidinium* sp01 (C)
Dictyocha sp01 (C)	*T. oestruppi* var *venrickae* (F)	*Protoperidinium* sp02 (I)
D. pulchella (F)		
D. speculum (I)		
	Dos temporadas (Fr)	
DIATOMEAS BENTÓNICAS	*Ditylum brightwellii* (C, I)	*Rhizosolenia* sp01 (C, I)
Navicula incerta (I,F)	*Fragilaria* sp. (C, I)	*R. imbricata* (C, F)
Navicula sp. (I, F)	*Guinardia* sp (C, I)	*Thalassionema* sp. (C, I)
Pleurosigma sp02 (C, I)	*G. flaccida* (I, F)	*T. nitzschioides* (C, I)
DIATOMEAS PLANCTÓNICAS	*Hemiaulus hauckii* (C, I)	DINOFLAGELADOS
Bacteriastrum furcatum (I, F)	*H. sinensis* (C, I)	*Prorocentrum micans* (C, F)
B. hyalinum (C, I)	*Leptocylindrus minimus* (C, F)	*Pyrophacus* sp. (C, I)
Chaetoceros sp02 (I, F)	*Lioloma* sp. (I, F)	SILICOFLAGELADAS
C. decipiens (C, I)	*Meuniera membranacea* (C, F)	*Dictyocha fibula* (C, F)
C. didymus (C, I)	*Nitzschia longissima* (C, I)	*D. octonaria* (I, F)
C. diversus (C, I)	*Proboscia alata* (C, F)	

Tabla 2. Lista de especies y frecuencia de aparición (Fr) del microfitoplancton presente en el ecosistema de arrecife de Bahía Tortugas durante las temporadas cálida (C), intermedia (I) y fría (F).

CIANOPROCARIOTAS
Cianofita sp01,sp02 (F)
Gloeocapsa sp. (F)
Merismopedia sp01 (F)
Oscillatoria sp01,sp02 (C)
Phormidium sp01,sp02 (C)
Clorofitas NI01,02 (F)
CLOROFITAS
Pediastrum sp. (C)
DIATOMEAS BENTÓNICAS
Actinocyclus sp01,sp02 (C)
A. octonarius (C)
Amphora sp02 (I)
Amphora sp04,sp05 (F)
Aulacodiscus sp01,sp02 (F)
Biddulphia biddulphiana (C)
Biddulphia tridens (F)
Campylodiscus sp01,sp02(C)
C. simulans (F)
Climacosphenia moniligera (C)
Cocconeis sp02,sp03,sp04(F)
Cocconeis sp01 (I)
C. distans (F)
Diatomea NI02 y 03 (F)
Delphineis surirella (F)
Dimeregramma minor (F)
*Diploneis s*p. (F)
Fraglariopsis sp. (F)
Gephyria media (F)
Licmophora sp01 (I)
Licmophora sp02 (F)
L. abbreviata (I)
L. gracilis (I)
Lyrella sp01,sp02 (F)
L. spectabilis (F)
Navicula sp02,sp03,sp04 (I)
Navicula sp05,sp07,sp08, sp09, sp10 (F)
Navicula directa (C)
Nitzschia sp01 (I)
Nitzschia sp05 y sp06 (C)
Nitzschia sp02, sp03, sp04 (F)
Odontella aurita (F)
Odontella mobiliensis (C)
Odontella sp. (C)
Pleurosigma sp02,sp04 (C)
Rhabdonema sp02 (C)
Suriella fastuosa cuneata (I)
Triceratium sp01 (F)
Triceratium sp02,sp03 (I)
DIATOMEAS BENTÓNICAS-PLANCTÓNICAS
Gyrosigma sp. (C)
DIATOMEAS PLANCTÓNICAS
Asteromphalus heptactis (F)
Bacteriastrum sp01,sp02 (C)
B. furcatum (C)
Cerataulina pelagica (F)
Chaetoceros sp03,sp05 (F)
Chaetoceros sp04 (C)
Chaetoceros sp06,sp07 (F)
C. costatus (F)
C. curvisetus (F)
C. danicus (F)
C. didymus (F)
C. lorenzianus (F)
C. pseudocrinitus (F)
C. socialis (F)
C. tortissimus (F)
C. radicans (F)
Coscinodiscus sp01 (F)
C. centralis (F)
C. gigas (C)
C. wailsessi (F)
Dactyliosolen fragilissimus (F)
Detonula confervacea (F)
Diatomea Pennada NI01 (F)
Diatomea Pennada NI02 (C)
Eucampia cornuta (F)
Eucampia zodiacus (F)
Fragilaria sp. (I)
Guinardia sp01,sp02 (F)
G. delicatula (C)
*G. flaccida (*F)
G. striata (F)
Lauderia sp. (C)
Leptocylindrus sp. (F)
Lioloma pacificum (C)
Planktoniella sol (C)
Porosira sp01 (F)
Hemiaulus sp. (C)
H. hauckii (F)
H. membranaceus (I)
H. sinensis (F)
Proboscia alata (C)
Pseudo-nitzschia sp01,sp03, sp04,sp05,sp06,sp09 (F)
Pseudo-nitzschia sp02 (I)
Pseudo-nitzschia sp07 (C)
Pseudo-nitzschia sp10 (I)
Rhizosolenia sp. (F)
R. imbricata (C)
R. hebetata f. *semispina* (C)
Stephanopyxis sp. (F)
Striatella unipuntata (F)
Thalassionema sp01,sp02 (F)
Thalassiosira sp01,sp04, sp05, sp07 (F)
T. gravida (C)
T. lineata (F)
T. oestrupii (F)
T. pacifica (F)
T. anguste-lineata (F)
Thalassiothix sp. (F)
T. mediterranea var *pacifica* (F)
DINOFLAGELADOS
Alexandrium sp01 (I)
Ceratium sp. (C)
C. balechii (F)
C. furca (I)
C. fusus (I)
C. kofoidii (I)
C. pentagonum (C)
Dinophysis sp. (C)
DNI (*Alexandrium* sp.) (F)
DNI (*Oxytoxum* sp.) (C)
Dinoflagelado NI02,03,06,07,08, 09 (C)
Dinoflagelado NI04,05 (I)
Dinoflagelado NI (*Prorocentrum* sp.) (C)
Gyrodinium sp02 (C)
Heterocapsa sp. (C)

Tabla 2. Continuación…

DINOFLAGELADOS
Oxytoxum globosum (C)
Peridiniella danica (C)
Peridiniella sp. (C)
Peridinium quinquecorne (C)
Phalacroma sp. (C)
Polykrikos kofoidii (C)
Prorocentrum sp01 (I)
P. gracile (F)
P. mexicanum (I)
P. minimun (C)
Prorocentrum sp02,sp03 (C)
Protoperidinium sp01 (I)
Protoperidinium sp03,sp04 (C)
Protoperidinium sp05 (F)
Protoperidinum sp06 (C)
P. venustum (C)
P. brevipes (I)
P. cf. *cassum* (C)
P. globosum (F)
P. ovatum (C)
P. pyriforme breve (C, I, F)
P. conicoides (F)
P. conicum (F)
Pyrophacus sp. (C)
Quiste NI01,02,03,04, 05,06 (C)
Scrippsiella sp02 (F)
Scrippsiella sp01,sp03 (C)
SILICOFLAGELADOS
Dictyocha fibula (C)
Dyctiocha sp01 (I)
Dyctiocha sp02 (C)

Dos temporadas (Fr)

DIATOMEAS BENTÓNICAS
Actinoptychus senarius (C, F)
Amphora sp03 (I, F)
Amphora sp01 (C, F)
Biddulphia alternans (C, I)
Cocconeis sp05 (C, F)
C. scutellum (C, F)
Grammatophora marina (C, F)
Navicula sp01 (I, F)
Paralia sulcata (C, F)
Rhabdonema sp01 (I, F)
Pleurosigma sp01 (C, I)
Synedra sp02 (C, F)
DIATOMEAS PLANCTÓNICAS
Asterionellopsis glacialis (I, F)
Bacteriastrum hyalinum (C, F)
Chaetoceros sp01,sp02 (C, F)
Chaetoceros lanciniosus (C, I)
C. cf. *compressus* (C, F)
C. cf. *brevis* (C, F)
Coscinodiscus granii (C, I)
C. concinnus (C, F)
C. radiatus (C, F)
Haslea wawrikae (C, I)
Helicotheca tamensis (C, I)
Lauderia annulata (C, F)
Leptocylindrus danicus (C, F)
Lithodesmium undulatum (I, F)
Pseudo-nitzschia sp08 (C, F)
Rhizosolenia setigera (C, F)
Skeletonema costatum (C, F)
Thalassiosira ecentrica (C, F)
T. nitzschioides (I, F)
Thalassiothix mediterranea (C,F)
DINOFLAGELADOS
Akashiwo sanguinea (C, I)
Alexandrium sp02 (C, I)
Ceratium furca var *furca* (C, I)
Dinoflagelado NI01 (C, F)
Gonyaulax verior (C, I)
Gyrodinium sp01 (I, F)
Oxyphysis oxytoides (C, F)
Protoperidinium pallidum (C, I)
P. obtusum (C, I)
Scrippsiella trochoidea (C, I)
SILICOFLAGELADOS
Dictyocha octonaria (C, I)
Distephanus speculum (C, I)

Tres temporadas (Fr)

DIATOMEAS BENTÓNICAS
Achnanthes sp01 (C,I,F)
Cocconeis dirupta (C, I, F)
Cyclotella sp01 (C, I, F)
Melosira sol (C, I, F)
Navicula sp06 (C, I, F)
Pleurosigma sp03 (C, I, F)
Synedra sp01 (C, I, F)
DIATOMEAS BENTÓNICAS-PLANCTÓNICAS
Cylindrotheca closterium (C,I,F)
DIATOMEAS PLANCTÓNICAS
Chaetoceros decipiens (C, I,F)
Cosinodiscus asteromphalus (C, I, F)
Detonula pumila (C, I, F)
Coscinodiscus sp02 (C, I, F)
Nitzschia longissima (C, I, F)
Thalassiosira sp03,sp02(C,I,F)
Thalassiosira subtilis (C, I, F)
DINOFLAGELADOS
Ceratium breve var *parallelum* (C, I, F)
Ceratium horridum var *buceros* (C, I, F)
Dinophysis acuminata (C, I, F)
Prorocentrum micans (C, I, F)
Protoperidinium sp02 (C, I, F)
P. globolus (C, I, F)

Tabla 3. Total de especies por temporada para Bahía de La Paz y Bahía Tortugas. Temperatura promedio entre paréntesis.

Sitio/spp.	Cálida/spp.	Intermedia/spp.	Fría/spp.
Bahía de La Paz	agosto (29.7° C)	noviembre (25.7° C)	marzo (21.8° C)
142	89	50	30
Bahía Tortugas	noviembre (22° C)	marzo (15.6° C)	julio (13.6° C)
275	152	70	152

Esta tendencia se acentúa al compararla entre períodos: cálido-frío (CI = 0.36), intermedio-frío (IF = 0.38) y frío-cálido (CF = 0.13) (CI = 0.36; IF = 0.38; CF = 0.13). En términos de estructura comunitaria para el fitoplancton de Bahía de La Paz puede mencionarse, en general, que se presenta un gradiente estacional donde la temporada cálida presenta la mayor riqueza y diversidad (aunque se trata de una localidad poco diversa), con cambios importantes en la composición por géneros, en función de la temporada.

Bahía Tortugas. En esta localidad se identificaron 275 especies (Tabla 2), registrándose el mismo número de especies durante las temporadas cálida y fría, y uno menor durante la temporada intermedia (Tabla 3). Los porcentajes de presencia-ausencia fueron del 53% para los meses de noviembre y julio, y sólo del 25% durante marzo. En esta localidad se encontró una variación importante en el número de géneros por temporada, ya sea para estimaciones individuales (intermedia), o bien conjuntas. Las temporadas cálida y fría mostraron la mayor representación con valores muy similares entre sí. El número de géneros presentes durante todo el año (CIF) fue bajo (Figura 2B). Si se compara la distribución por frecuencias de especies por género, se encuentra que en todas las temporadas predomina la contribución con una sola especie (> 70%). En las temporadas cálida y fría existe una importante presencia de géneros con dos especies y sólo durante la temporada fría se reportaron géneros con 5 y 8 especies (*Thalassiosira* y *Pseudo-nitzschia*). Debe mencionarse que no se observó un gradiente continuo en la frecuencia por especies, ya que en temporadas intermedias se presentó solo una especie por género (Figura 2B).

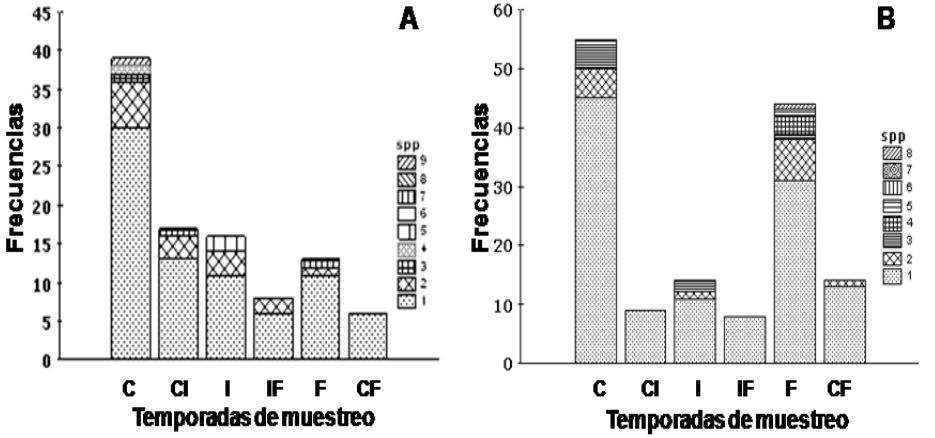

Figura 2. Frecuencia de géneros y especies de fitoplancton por temporada en A = Bahía de La Paz y B = Bahía Tortugas. C = cálida; CI = cálida-intermedia; IF = intermedia-fría; F = fría y CF = cálida-fría.

El índice de Margalef (Magurran, 1988) indica que las temporadas cálida y fría presentan la mayor riqueza de especies, y en menor magnitud la temporada intermedia; aún así fue evidente la poca riqueza de especies durante las tres temporadas. Este indicador exhibe un comportamiento similar al reportado para la distribución por especies-género (Figura 3B). El análisis de la diversidad por géneros presenta un comportamiento similar al calculado para riqueza, tanto la temporada fría como la cálida son las que presentan los valores de diversidad (H') más altos. La diversidad calculada para las tres temporadas es comparativamente alta (Figura 3B).

Al comparar los valores de diversidad entre temporadas mediante el índice de Jaccard (Washington, 1984; Magurran, 1988) se observa que el grado de similitud entre temporadas es comparativamente bajo (16%) y constante entre todas las categorías. Esto sugiere diferencias importantes en la estructura comunitaria a lo largo del año, en función de las temporadas identificadas, así como la presencia persistente de pocos géneros en todos los períodos (CI = 0.169; IF = 0.160; CF = 0.164). De igual manera, se obtuvo el porcentaje de las especies que fueron

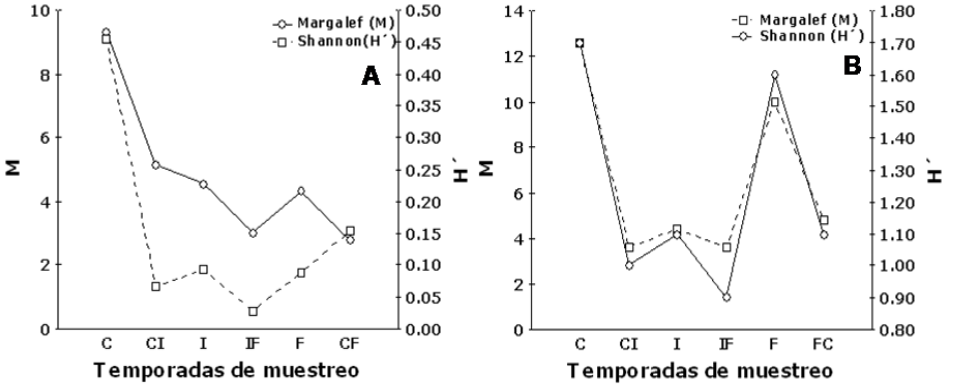

Figura 3. Variación de la riqueza (índice de Margalef, M) y la diversidad (índice de Shannon, H') del fitoplancton en (A) Bahía de La Paz y (B) Bahía Tortugas. C = cálida; CI = cálida-intermedia; IF = intermedia-fría; F = fría y CF = cálida-fría.

comunes para las dos o las tres temporadas (Tabla 4). En la Bahía de La Paz, no se encontraron especies que se presentaran en las tres temporadas y el porcentaje de especies de una temporada a otra fue muy bajo. Por su parte, en Bahía Tortugas fue mayor el número de especies relacionadas por temporadas, habiendo mayor número de especies comunes en las temporadas cálida y fría (23), similar al valor (8%) de las especies comunes durante las tres temporadas. En este caso, se observa que existen especies comunes aunque hay cambios en la composición de las especies.

Tabla 4. Número y porcentaje de especies comunes en las temporadas de muestreo para ambos sitios. CI = cálida-intermedia; IF = intermedia-fría; CF = cálida-fría y CIF = cálida-intermedia-fría.

Sitio	Temporadas			
	CI	IF	CF	CIF
Bahía de La Paz	14 (9.7%)	7 (4.9%)	6 (4.2%)	----
Bahía Tortugas	15 (5.2%)	8 (2.8%)	23 (8%)	23 (8%)

Discusión

El fitoplancton generalmente se distribuye en forma de parches, sus cambios estacionales están directamente ligados a cambios ambientales (químicos y físicos), detectándose que la mayoría de las especies rigen su distribución y presencia como consecuencia de los cambios de temperatura (Kraberg *et al.,* 2010), por lo que su dinámica puede explicarse con base en las variaciones anuales de temperatura, eventos de surgencia y corrientes de marea. En Baja California Sur, tanto en la costa Pacífico como la del Golfo, la temperatura muestra en general un patrón de distribución superficial del agua en dos periodos: 1) cálido, que comprende verano y otoño, y 2) frío, que comprende invierno y primavera (Gárate-Lizárraga & Siqueiros-Beltrones, 1998; Gárate-Lizárraga *et al*., 2000; López-Serrano, 2000; Hernández-Sandoval, 2010) como el observado en este estudio.

Las diatomeas y los dinoflagelados que son dos de los grupos del fitoplancton más prominentes en ambientes costeros tuvieron presencia en ambos ecosistemas. Se sabe que una dominancia de diatomeas puede influir en la estructura de la comunidad microfitoplanctónica, llevándola a ser poco diversa (Martínez-López & Verdugo-Díaz, 2000), lo que se reflejo en este trabajo al encontrar los valores mínimos de diversidad. En este caso, en Bahía Tortugas la mayor diversidad fue observada en las muestras colectadas durante las temporadas cálida y fría, siendo menor durante la temporada intermedia, con una marcada transición y cambio de especies.

En la Bahía de La Paz se presentó un gradiente estacional y poca diversidad durante todas las temporadas (disminuyendo esta diversidad de la mayor a menor). Las diatomeas y las cianobacterias estuvieron presentes en la temporada cálida, con cambios en la temporada intermedia que es cuando se observaron especies propias de ambientes parcialmente enriquecidos (Martínez-López & Verdugo-Díaz, 2000) correspondientes a los géneros *Chaetoceros*, *Bacteriastrum* y *Rhizosolenia*, seguidos de dinoflagelados. De acuerdo con Brower *et al*. (1998) el número y complejidad de las interacciones entre especies determinan su estabilidad, a mayor diversidad de especies la comunidad tiende a ser más estable.

Por otra parte, la existencia de sílice en áreas costeras, explica la dominancia de diatomeas en la comunidad fitoplanctónica (Kraberg *et al.*, 2010), ya que dan la pauta al pastoreo por el microzooplancton con un posterior declive de la población de diatomeas y un incremento en la de dinoflagelados.

En ambas localidades se observaron formas de resistencia en diferentes etapas de desarrollo, aunque fueron más frecuentes en las muestras de Bahía Tortugas, quizás por ser un sitio más dinámico (desde el punto de vista oceanográfico) y más expuesto que la Bahía de La Paz. Estas formas de resistencia pueden indicar la existencia de condiciones no favorables para los grupos dominantes, lo que justifica la necesidad de prestar mayor atención a la observación de dichas formas, que tienden a acumularse en los sedimentos (McQuoid & Godhe, 2004). Este comportamiento puede considerarse como un probable patrón de sucesión de los ambientes templados costeros observado a lo largo de estudios prolongados, lo que de ninguna forma descarta la existencia de cambios de un año a otro (McQuoid & Godhe, 2004; Kraberg *et al.*, 2010).

Con relación al método empleado para la identificación de fitoplancton, varios especímenes de diferentes grupos no fueron posibles de identificar a nivel de género, dejándose como organismos no identificados (NI, Tablas 1 y 2). Las técnicas tradicionales de clasificación e identificación, aunque han sido ampliamente empleadas (Savin *et al.*, 2004), no son estáticas ya que han evolucionado conforme nuevos estudios y técnicas han sido empleados e mejorados, revelando nuevos y valiosos caracteres de diagnóstico o dando un diferente énfasis a los ya existentes (Kraberg *et al.*, 2010). Dentro de las complicaciones que presenta la identificación de especies (inclusive a nivel de género) basada únicamente en el examen morfológico y microscópico de las muestras, se pueden mencionar desde el requerimiento de un tiempo considerable para el análisis exhaustivo de las muestras, hasta la necesidad de la participación de expertos en diferentes grupos taxonómicos y ambientes (Medlin & Simon, 1998; Savin *et al.*, 2004).

La taxonomía convencional se dificulta cuando los organismos evaluados carecen de rasgos morfológicos o presentan ciclos complejos con reducción en tamaño, lo que puede conducir a graves errores en la identificación.

Sin embargo, el empleo de técnicas moleculares, se presenta cada vez con mayor frecuencia como una alternativa viable, complementaria, para apoyar y corroborar la taxonomía convencional, haciendo más evidente nuestro entendimiento del conocimiento de la diversidad entre los diferentes grupos del fitoplancton, e inclusive, permitiendo el desvelamiento de la biodiversidad oculta que no es posible apreciar mediante el uso de las técnicas convencionales (Metfies & Medlin, 2005; Valentine *et al*., 2005; Medlin *et al*., 2006; Stoeck *et al*., 2006). En este estudio, actualmente se esta realizando de forma paralela la evaluación de la biodiversidad y la riqueza de especies de las muestras analizadas mediante la aplicación de técnicas moleculares (datos no mostrados), que podrán en su momento corroborar el comportamiento de las comunidades fitoplanctónicas en ambos sitios o revelar nuevos comportamientos o especies no evidenciadas mediante las técnicas convencionales.

Referencias

Almeida, M.A., M.A. Cunha & F. Alcántara. 2002. Seasonal change in the proportion of bacteria and phytoplankton production along a salinity gradient in a shallow estuary. *Hydrobiol*., 475: 251–262.

Anagnostidis, K. & J. Komarek. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes. III. Oscillatoriales. Algological studies/Archiv. *Für Hydrobiologie*, 50-53: 327–472.

Anderson, M.D., P. Andersen, V.M. Bricelj, J.J. Cullen & J.E.J. Rensel. 2001. *Monitoring and management strategies for harmful algal blooms in coastal waters*. Asia Pacific Economic Program, Singapore, and Intergovernmental Oceanographic Commission Technical Series No. 59, Paris, 230 p.

Arreguín-Sánchez, F. 2000. Modelación de flujos de biomasa en centros de actividad biológica, 13–27. En*:* Lluch-Belda, D., J.F. Elorduy-Garay, S.E. Lluch-Cota & G. Ponce-Díaz (Eds.) *Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. CIBNOR-CICIMAR-CONACYT, México.

Arrigo, K.R., D.H. Robinson, D.L. Worthen, R.B. Dunbar, G.R. DiTullio, M. VanWoert & M.P. Lizotte. 1999. Phytoplankton community structure and the drawdown of nutrients and CO_2 in the Southern Ocean. *Science*, 238: 365–367.

Balech, E. 1988. Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 1: 203–310

Brower, J.E., J.H. Zar & C.N. von Ende. 1998. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. McGraw-Hill, Boston, 273 p.

Borja, A. 2005. The European water framework directive: a challenge for near shore, coastal and continental shelf research. *Cont. Shell Res.*, 25: 1768–1783

Cortés-Altamirano, R. 1998. *Las Mareas Rojas*. AGT Editor, México D.F., 161 p.

Delgado, M. 1990. Phytoplankton distribution along the Spanish coast of the Alboran Sea. *Sciencias del Mar Barcelona*, 54: 169–178

Desikachary, T.V. 1959. *Cyanophyta*. Indian Council of Agricultural Research, Nueva Delhi, 686 p.

Duffy, J.E. & J.J. Stachowicz. 2006. Why biodiversity is important to oceanography: potential roles of genetic, species, and trophic diversity in pelagic ecosystem processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 311: 179–189.

Estrada, M. & D. Blasco. 1985. Phytoplankton assemblages in coastal upwelling areas. *Int. Symp. Upw. W. Afr. Inst. Inv. Pesq. Barcelona*, (1): 379–402.

Fathi, A. A., H.M.A. Abdelzaher, R.J. Flower, M. Ramdani & M.M. Kraiem. 2001. Phytoplankton communities in North African wetland lakes: the CASSARINA Project. *Aqua. Ecol.*, 35: 303–318.

Field, C., M. Behrenfeld, J. Randerson & P. Falkowski, 1998. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281: 237–240.

Gárate-Lizárraga, I. & D.A. Siqueiros-Beltrones, 1998. Time variation in phytoplankton assemblages in a subtropical Lagoon system after the 1982-1983 "El Niño" event (1984 to 1986). *Pac. Sci.*, 52: 79–97.

Gárate-Lizárraga, I., D.A. Siqueiros-Beltrones, G. Verdugo Díaz & R. Guerrero Caballero. 2000. Dinámica del fitoplancton en el Sistema Lagunar Magdalena-Almejas, 143–155. En*:* Lluch-Belda, D., J.F. Elorduy-Garay, S.E. Lluch-Cota & G. Ponce-Díaz (Eds.) *Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. CIBNOR-CICIMAR-CONACYT, México.

Gaxiola, G., S. Nagera & S. Alvarez. 1988. Fitoplancton de invierno del océano Pacífico Mexicano. *Cienc. Mar.*, 13(4): 129–135.

Godhe, A., M.E. Asplund, K. Härnström, V. Saravanan, A. Tyagi & I. Karunasagar. 2008. Quantification of diatom and dinoflagellate biomasses in coastal

marine seawater samples by real-time PCR. *Appl. Environ. Microbiol.*, 74(23): 7174–7182.

Hernández-Alfonso, J.R. 1993. *Características bioquímicas del material orgánico particulado en una zona de agregados de langostilla, Pleuroncode planipes (Crustacea: Galatheidae) en la costa occidental de Baja California Sur*. Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 73 p.

Hernández-Sandoval, F.E. 2010. *Efecto de la proporción N:P en el crecimiento y toxicidad de Gymnodinium catenatum de la Bahía de La Paz y Bahía de Mazatlán*. Tesis de doctorado. CICIMAR, La Paz, 112 p.

Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndai, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner & R.R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629–638.

Jouenne, F., S. Lefebvre, B. Veron & Y. Lagadeuc. 2007. Phytoplankton community structure and primary production in small intertidal estuarine-bay ecosystem (eastern English Channel, France). *Mar. Biol.*, 151: 805–825.

Kennedy, V.S., R.R. Twilley, J.A. Kleypas, J.H. Jr. Cowan & S.R. Hare. 2002. *Coastal and marine ecosystems and global climate change. Potential effects on U.S. Resources*. Pew Center of Global climate change, Arlington, 64 p.

Khalil, M. 1990. Plankton and primary productivity of Lake Manzala, Egypt. *Hidrobiologia*, 196: 201–207.

Kraberg, A., M. Baumann & C-D, Dürselen. 2010. *Coastal Phytoplankton: Photo Guide for Northern European Seas*. AWI, Munich, 204 p.

Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Wesley Longman, Nueva York, 445 p.

Lara-Lara, J.R. & C. Bazán-Guzmán. 2005. Distribución de clorofila y producción primaria por clases de tamaño en la costa del Pacífico Mexicano. *Cien. Mar.*, 3: 11–21.

López-Serrano, A. 2000. *Distribución y abundancia de las poblaciones de pelágicos menores cuantificada mediante métodos hidroacústicos de alta frecuencia en la costa occidental de Baja California durante octubre de 1994*. Tesis de licenciatura. UNAM, México, D.F., 86 p.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton Press, Nueva Jersey, 192 p.

Malone, T.C. 1971. The relative importance of nanophytoplankton and netplankton as primary producers in tropical oceanic and neritic phytoplankton communities. *Limnol. Oceanogr*., 16: 633–639.

Martínez-López, A. & G. Verdugo-Díaz. 2000. Composición y dinámica del fitoplancton en el BAC de Bahía Magdalena, B.C.S., 124–142. En*:* Lluch-Belda, D., J.F. Elorduy-Garay, S.E. Lluch-Cota & G. Ponce-Díaz (Eds.) *Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. CIBNOR-CICIMAR-CONACYT, México.

McQuoid, M.R. & A. Godhe. 2004. Recruitment of coastal planktonic diatoms from benthic versus pelagic cells: variation in bloom development and species composition. *Limnol. Oceanogr*., 49: 1123–113.

Medlin, L.K. & N. Simon. 1998. Phylogenetic analysis of marine phytoplankton, 161–186. En: Cooksey, K.E. (Ed.) *Molecular Approaches to the Study of the Ocean*. Chapman & Hall, Londres.

Medlin, L.K., K. Metfies, H. Mehl, K. Wiltshire & K. Valentin. 2006. Picoeucaryotic molecular methods. *Microbial Ecol*., 52: 53–71.

Metfies, K. & L. Medlin. 2005. Ribosomal RNA probes and microarrays: Their potential use in assessing microbial biodiversity. *Methods Enzymol*., 395: 258–278.

Perry, J.H. 1970. Seasonal composition of temperate plankton communities: Fatty acids. *Limnol. Oceanogr*., 15(3): 419–426.

Ramdani, M., N. Elkhiati, R.J. Flower, J.R. Thompson, L. Chouba, M.M. Kraiem, F. Ayache & M.H. Ahmed. 2009. Environmental influences on the qualitative and quantitative composition of phytoplankton and zooplankton in North African coastal lagoons. *Hidrobiologia*, 622: 113–131.

Rojas-de-Mendiola, B. 1981. Seasonal phytoplankton distribution along the Peruvian coast, 348–356. En: Richards, F.A. (Ed.) *Coastal Upwelling*. American Geophysical Union, Washington.

Savin, M.C., J.L. Martin, M. LeGresley, M. Giewat & J. Rooney-Varga. 2004. Plankton diversity in the Bay of Fundy as measured by morphological and molecular methods. *Microbial Ecol.*, 48: 51–65.

Sieracki, M.E., P.G. Verity & D.K. Stoecker. 1993. Plankton community response to sequencial silicate and nitrate depletion during the 1989 North Atlantic spring bloom. *Deep-Sea Res. II*, 40: 213–225.

Simó, R., C. Pedrós-Alió, G. Malin. & O.J. Grimalt. 2000. Biological turnover of DMS, DMSP and DMSO in contrasting open-sea waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 203: 1–11.

Sournia, A. 1978. *Phytoplankton Manual*. UNESCO, París, 337 p.

Stoeck, T., B. Hayward, G.T. Taylor, R. Varela & S.S. Epstein. 2006. A multiple PCR-primer approach to access the microeukaryotic diversity in environmental samples. *Protist*., 157: 31–43.

Tomas, C.R. 1997. *Identifying Marine Phytoplankton*. Academic Press, San Diego, 858 p.

Valentine, K., H. Mehl & L. Medlin. Picoplankton culture assessment using single strand conformation polymofphism and partial 18S sequencing. *J. Plankton Res.*, 27: 1149–1154.

Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance in aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653–694.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Nueva Jersey, 663 p.

Capítulo 7

Variabilidad temporal de los ensamblajes de macroalgas en arrecifes rocosos de Bahía de Loreto

Alejandra Mazariegos-Villareal

CIBNOR
Becaria CONACYT 217871

Resumen

Las variaciones interanuales en la composición de especies de macroalgas y sus atributos (división, morfología, estrato y afinidad biogeográfica), así como la correlación de la riqueza por atributo con la temperatura y concentración de clorofila *a* se analizaron a partir de datos obtenidos en 15 muestreos estacionales durante cuatro años consecutivos (2005 a 2008) en seis sitios ubicados en Bahía de Loreto ($n = 90$). La variabilidad temporal de los atributos de las especies en los ensamblajes fue probada por medio de pruebas de independencia de χ^2 y la variabilidad en la composición de especies se analizó por medio de análisis de similitud y dendrogramas de agrupamiento. Se identificaron 169 especies de macroalgas. La mayoría de las especies pertenecieron a la división Rhodophyta, tuvieron morfología filamentosa, fueron formadoras de tapetes y con afinidad templada. La frecuencia de las especies de macroalgas por atributo no presentó dependencia con los años, indicando que la estructura de los ensamblajes se mantiene a pesar de la baja similitud en la composición de especies. La riqueza de macroalgas (de 29 ± 7 especies en octubre a 40 ± 7 especies en julio), temperatura (de 19.6 ± 0.8 °C, en invierno a 29.8 ± 0.6 °C en verano) y concentración de clorofila *a* (de 1.6 ± 0.3 mg m^{-3} en invierno a 0.4 ± 0.2 mg m^{-3} en otoño) presentaron variaciones estacionales recurrentes entre los años. Las correlaciones entre la riqueza de especies y la temperatura y concentración de clorofila *a* fueron significativas mostrando que los factores ambientales tienen un papel importante en la estructura de los ensamblajes de macroalgas en esta región.

Palabras clave: variación interanual, macroalgas, Bahía de Loreto, Golfo de California

Temporal variability of macroalgae assemblages in rocky reefs of Bahía de Loreto

Abstract

We analyzed interannual variations in macroalgal species composition, their attributes (division, morphology, layering and biogeographic affinities), and the correlation of species richness by attribute with temperature and chlorophyll a concentrations from 15 seasonal samplings in six sites located in Bahía de Loreto (n = 90) during four consecutive years (2005 to 2008). Temporal variability in their attributes was tested by means of χ^2 independency test and species composition variability was analyzed by means of similarity and cluster analysis. A total of 169 macroalgal species were identified, most of them belonged to the Rhodophyte division; they were filamentous, turf formers, and had temperate affinities. The species attribute frequency was independent of the year, which indicates that the assemblage structure is maintained despite the low similarity in species composition. Macroalgal species richness (from 29 ± 7 species in January to 40 ± 7 species in July), temperature (from 19.6 ± 0.8 °C in winter to 29.8 ± 0.6 °C in summer), and the chlorophyll a concentrations (from 1.6 ± 0.3 mg m^{-3} in winter to 0.4 ± 0.2 mg m^{-3} in fall) showed recurrent seasonal variations between years. The positive correlation between species richness and temperature and chlorophyll a concentration reinforced the idea that abiotic factors play a primary role in structuring the macroalgal assemblages in this region.

Keywords: interannual variation, macroalgae, Bahía de Loreto, Gulf of California

Introducción

Las macroalgas son la base de las cadenas tróficas y el hábitat de una gran diversidad de organismos, por lo que tienen un papel fundamental en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas en donde se encuentran (Graham & Wilcox, 2000). La variabilidad natural de los ensamblajes de macroalgas está relacionada con las diferencias en espacio y tiempo de factores abióticos como heterogeneidad ambiental, estrés físico, turbidez, sedimentación, energía del oleaje, radiación solar, temperatura y salinidad (Dayton, 1971; Underwood & Chapman, 1998) y con factores bióticos como densidad, composición específica y reclutamiento, tanto de los competidores por espacio (algas e invertebrados sésiles) como de los predadores (Sousa, 1979, 1980; Hay, 1981; Underwood & Jernakoff, 1981; Connell & Sousa, 1983; Underwood *et al*., 1983; Steneck, 1988).

Los ensamblajes de macroalgas son muy sensibles a los cambios de su medio ambiente, incluyendo las alteraciones de origen antropogénico, de tal forma que su variación en composición y abundancia puede ser usada como indicador de un posible deterioro de las comunidades (Graham & Wilcox, 2000). Sin embargo, para poder utilizarlas como indicadores primero debemos conocer cuál es su variabilidad temporal y su respuesta ante la variabilidad climática en condiciones naturales. Por ello, es importante conocer los cambios en la composición de especies de una época a otra y de un año a otro.

Las macroalgas presentan características estructurales y ecológicas distintas (Steneck & Dethier, 1994), por lo que diversos estudios han considerado sus similitudes morfológicas, fisiológicas y de uso de recursos, por ejemplo morfología del talo (Steneck, 1988), tipo de estrato (Dayton *et al*., 1984) o afinidad biogeográfica (Lüning, 1990) para describir como varían los ensamblajes en espacio y tiempo. El agrupar a las especies de algas según sus características funcionales es útil para poder realizar generalizaciones de la ecología de las algas, así como predecir cambios en la estructura de sus ensamblajes en espacio y tiempo (Padilla & Allen, 2000).

El Golfo de California es la única cuenca de evaporación del Océano Pacífico (Dawson, 1960), la cual presenta un ambiente oceanográfico complejo con intensas variaciones intra anuales en sus procesos físicos y biológicos (Álvarez-Borrego, 1983). Esto podría explicar el que en un mismo sitio la riqueza y composición de macroalgas sean altamente variables en el tiempo, con máximos de riqueza durante la temporada fría (invierno-primavera) y mínimos en la temporada cálida (verano-otoño). Se asume que uno de los factores ambientales determinante para explicar este patrón es la variación estacional en la temperatura (*p. ej*. Littler & Littler, 1981; Huerta-Muzquiz & Mendoza-González, 1985; Aguilar-Rosas *et al.*, 2002) y que contribuyen además otros factores ambientales de ocurrencia estacional como la variación en el nivel de irradiancia, disponibilidad de nutrientes (Pacheco-Ruíz & Zertuche-González, 1999) y ocurrencia de ciclones (Tello-Velasco, 1986), entre otros. Además de variaciones anuales en la tasa de reclutamiento de macroalgas y herbívoros (Lively *et al.*, 1993).

Los pocos estudios en la región que han dado seguimiento a los ensamblajes de algas durante más de un año han encontrado que la riqueza y patrones de similitud florística son altamente variables de un año a otro (Lively *et al*., 1993; Paul-Chávez & Riosmena-Rodríguez, 2000), lo que limita la caracterización de la variabilidad natural de los ensamblajes. Bajo esta perspectiva, en este estudio se analizaron las variaciones anuales en la composición específica y los atributos de las especies (división, morfología, estrato y afinidad biogeográfica) de los ensamblajes de macroalgas con la finalidad de detectar sus patrones de variación, así como su relación con parámetros ambientales.

Material y métodos

El trabajo de campo fue realizado en el Parque Nacional "Bahía de Loreto", que se encuentra en la parte centro-oeste del Golfo de California, en el estado de Baja California Sur. En la bahía se eligieron seis arrecifes rocosos por su facilidad de acceso y presencia de cabezas aisladas de coral en las islas Coronado, Carmen y Danzante y el Islote el Candelero (Figura 1). En cada uno de los arrecifes

seleccionados se realizaron 15 muestreos trimestrales desde enero del 2005 hasta octubre del 2008 (enero, abril, julio y octubre). En cada sitio y fecha se realizó una colecta exhaustiva no sistemática de las algas presentes en un área aproximada de 900 m^2, mediante buceo con equipo autónomo, a una profundidad máxima de 12 metros. Las muestras se fijaron en formol al 4%. Las especies recolectadas fueron identificadas por medio de su morfología utilizando la literatura citada por Pacheco-Ruiz & Zertuche-González (1996a, 1996b, 2002). El nombre válido de las especies fue obtenido del sitio de internet Algaebase (Guiry & Guiry, 2011).

Atributos de las especies

Para describir los ensamblajes, cada una de las especies identificadas fue clasificada por división, morfología, estrato y afinidad biogeográfica. La morfología de las especies (Tabla 1) fue obtenida a partir de los trabajos realizados por Littler & Littler (1981, 1984), Littler & Arnold (1982), Littler *et al.* (1983), Steneck & Dethier (1984), Steneck (1988) y Phillips *et al.* (1997). En aquellos casos en que los géneros no habían sido previamente clasificados dentro de alguno de los grupos morfológicos, su ubicación se realizó con base a las clasificaciones dadas previamente de otros géneros de algas con morfologías y tamaños similares.

Las categorías de algas por estrato fueron: arbustivas, tapetes y epífitas (Hay, 1981; Dayton *et al.*, 1984; Steneck, 1988). Las algas arbustivas fueron aquellas algas conspicuas, ramificadas, mayores a 3 cm de altura que se encontraron creciendo sobre el sustrato o entre los tapetes de algas. Los tapetes de algas estuvieron formados por individuos de menor tamaño que crecen agregados sobre el sustrato. Las algas epífitas fueron aquellas que se observaron sobre otras algas. Se clasificó a las especies en templadas, tropicales y de amplia distribución de acuerdo a los criterios dados por Lüning (1990). La distribución de las especies fue revisada en Guiry & Guiry (2011) para la división Rhodophyta, Pedroche *et al.* (2008) para la división Ochrophyta: Phaeophyceae y Pedroche *et al.* (2005) para la división Chlorophyta.

Parámetros ambientales

Se obtuvieron registros mensuales de temperatura superficial (°C) y concentración de clorofila *a* (mg m^{-3}) del área de Bahía de Loreto para el periodo

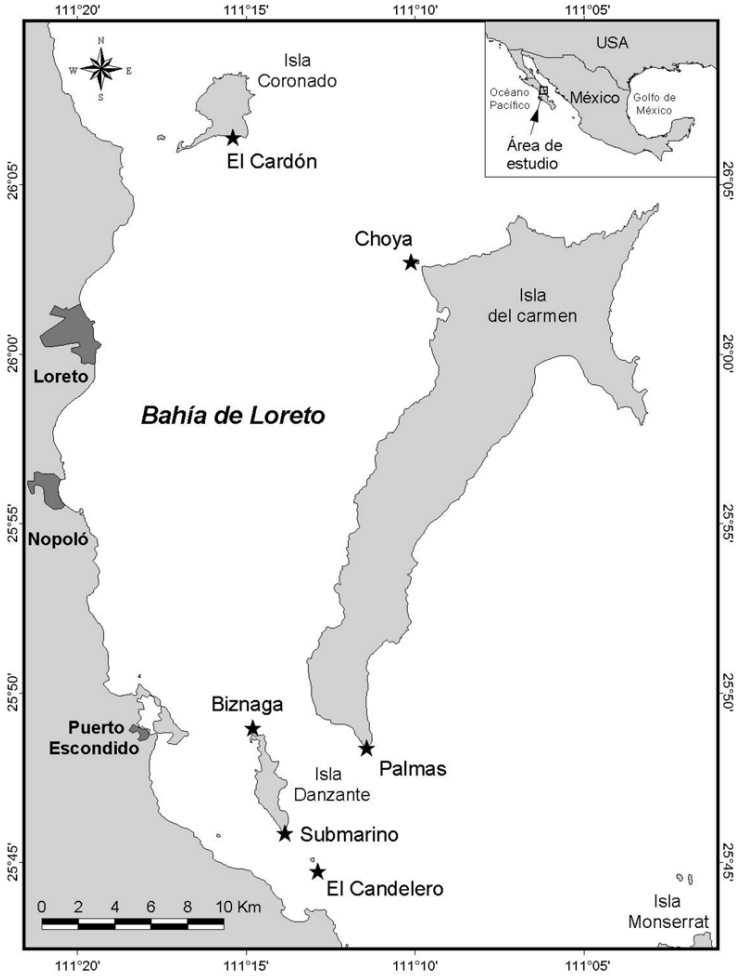

Figura 1. Área de estudio.

de estudio 2005–2008 del sitio http://oceanwatch.pfeg.noaa.gov, utilizando los menores cuadrantes disponibles (0.1° para temperatura y 0.04° para concentración de clorofila *a*). Los promedios estacionales se calcularon con los datos de los tres meses anteriores a las fechas de colecta.

Tabla 1. Grupos funcionales de algas por morfología del talo (adaptado de Littler & Littler, 1984; Steneck, 1988; Steneck & Dethier, 1994).

Grupo	Morfología	Tamaño (m)	Ejemplos
Filamentosas	Uniseriadas o ramificadas, ligeramente corticadas	$10^{-3} - 10^{-2}$	*Cladophora, Ectocarpus, Ceramium*
Foliosas	Foliosas o tubulares con una o múltiples capas de células	10^{-1}	*Ulva, Dictyota, Hypoglossum*
Corticadas	Médula y corteza de múltiples capas, muy ramificadas	10^{-1}	*Codium, Colpomenia, Hypnea*
Coriáceas	Médula y corteza de múltiples capas con mayor complejidad morfológica	$10^{-1} - 10^{1}$	*Sargassum*
Coralinas articuladas	Con segmentos con $CaCO_2$ en tejidos, unidos por intergeniculas flexibles	10^{-1}	*Halimeda, Amphiroa, Galaxaura*

Análisis de datos

Se realizaron pruebas de independencia de chi cuadrada (Zar, 2009) con la finalidad de establecer si la frecuencia de especies por división, morfología, estrato y afinidad biogeográfica se distribuyen independientemente del año, para lo cual se sumó la frecuencia de todas las especies presentes en el año por atributo. Se analizó la similitud en la composición de los ensamblajes de macroalgas por año, utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis. La matriz de similitud resultante fue utilizada para realizar un dendrograma de agrupamiento utilizando una clasificación aglomerativa jerárquica por unión media no ponderada (Legendre & Legendre, 1998) y utilizando el programa Primer-e V 6.0. Para determinar la correlación entre la riqueza de especies total y por atributo y la temperatura y concentración de clorofila *a*, se utilizó el índice de de correlación de Spearman (Zar, 2009) calculado con el programa Statistica versión 6.0.

Resultados

En los cuatro años de estudio se identificaron 169 especies de macroalgas. Anualmente se encontraron entre 109 y 137 especies, la mayoría pertenecieron a la división Rhodophyta (Figura 2A). Las morfologías mejor representadas fueron las de macroalgas filamentosas (71 especies) y corticadas (38 especies) (Figura 2B).

La mayoría de las especies fueron formadoras de tapetes (Figura 2C) y dominaron las especies con afinidad templada (Figura 2D). La frecuencia de las especies de macroalgas por atributo no fue significativamente diferente entre los años de muestreo ($p > 0.05$, Tabla 2).

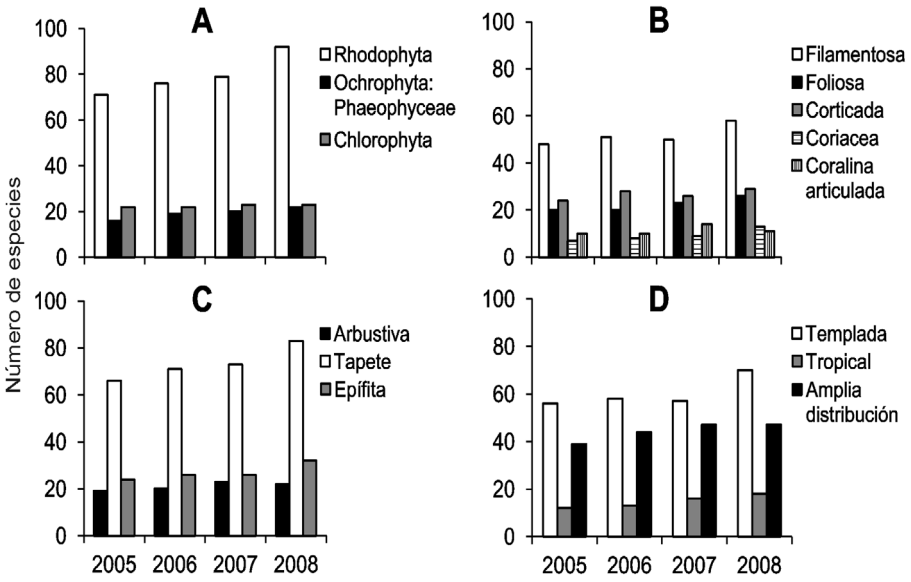

Figura 2. Número de especies de macroalgas en arrecifes rocosos de Bahía de Loreto con base en: A = División; B = Morfología; C = Tipo de estrato y D = Afinidad biogeográfica.

Tabla 2. Prueba de independencia de chi cuadrada en los atributos de las especies de macroalgas de Bahía de Loreto.

Atributo	$F_{0.95}$	***gl***	**Total**
División	12.6	6	5.3
Morfología	21.0	12	13.7
Estrato	12.6	6	7.8
Afinidad biogeográfica	12.6	6	4.6

El análisis de similitud mostró que la composición de especies entre los sitios y fechas de colecta fue muy diferente, observándose agrupaciones con baja similitud por fecha de colecta (Figura 3). En 2005, 2006 y 2008 se formaron dos grupos con valores de similitud que van de 34% a 38%, en uno de los grupos se encontró la flora de la mayoría de las colectas realizadas en los meses fríos (enero y abril) y en el otro las colectas de los meses cálidos (julio y octubre). Esto no ocurre en el 2007 donde se agrupan los muestreos de enero, julio y octubre, dejando en un segundo grupo la flora colectada en abril (Figura 3).

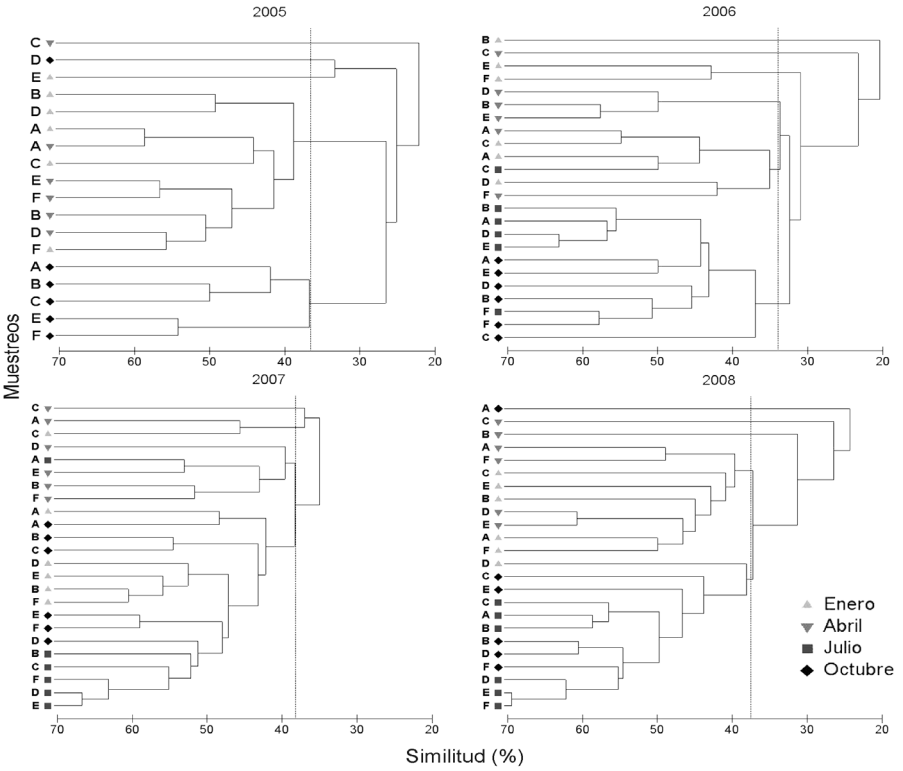

Figura 3. Similitud en la composición de macroalgas por sitio y fecha de colecta en arrecifes rocosos de Bahía de Loreto, BCS Sitios: A = Cardón; B = Choya; C = Palma; D = Biznaga; E = Submarino y F = Candelero.

Entre los sitios la riqueza de macroalgas varió entre 12 y 53 especies, observándose los mayores valores en julio y los menores en octubre. Durante 2006 se observaron los menores valores de riqueza y esta fue aumentando hacia 2008 donde se observaron los mayores valores particularmente en invierno y verano (Figura 4A). La temperatura y concentración de clorofila *a* presentaron un comportamiento estacional (Figura 4B y 4C). Las menores temperaturas se presentaron en invierno (19.6 ± 0.8 °C, promedio ± desviación estándar), aumentando gradualmente durante primavera (24.1 ± 0.6 °C), alcanzando los máximos en verano (29.8 ± 0.6 °C) y en otoño (25.3 ± 0.7 °C) (Figura 4B). La concentración de clorofila *a* presentó su máximo en invierno (1.6 ± 0.3 mg m^{-3}) seguido de primavera (1.2 ± 0.3 mg m^{-3}), con mínimos en verano (0.4 ± 0.2 mg m^{-3}) y otoño (0.7 ± 0.2 mg m^{-3}) (Figura 4C).

Existieron correlaciones significativas entre la temperatura y la riqueza de macroalgas y entre concentración de clorofila *a* y la riqueza de macroalgas ($p < 0.05$; Tabla 3), en el caso de la temperatura, la correlación fue positiva y la correlación con la concentración de clorofila *a* fue negativa. Por atributo la riqueza de macroalgas rojas, pardas, filamentosas, formadoras de tapetes, de afinidad tropical y amplia distribución presentaron correlaciones positivas significativas con la temperatura ($p < 0.05$) y correlaciones negativas significativas con la concentración de clorofila *a* ($p < 0.05$; Tabla 3). La riqueza de macroalgas verdes, foliosas, corticadas, coriáceas, coralinas articuladas, arbustivas, epifitas y de afinidad templada no presentó correlaciones significativas con ninguno de los dos parámetros ambientales considerados ($p > 0.05$; Tabla 3).

Discusión

Los ensamblajes de macroalgas en Bahía de Loreto presentan alta variabilidad estacional en riqueza e identidad específica, formando ensamblajes con combinaciones de especies distintas en cada sitio y época. Estos resultados concuerdan con trabajos previos realizados en arrecifes rocosos del Golfo de California (*p. ej*. Littler & Littler, 1981; Huerta-Muzquiz & Mendoza-González, 1985; Mateo-Cid *et al*., 1993; Aguilar-Rosas *et al*., 2002) y otras localidades como

Nueva Inglaterra (Mathieson & Penniman, 1986) y el Mar Rojo (Ateweberhan *et al.*, 2006), que al igual que este cuerpo de agua presentan marcadas variaciones estacionales en la temperatura.

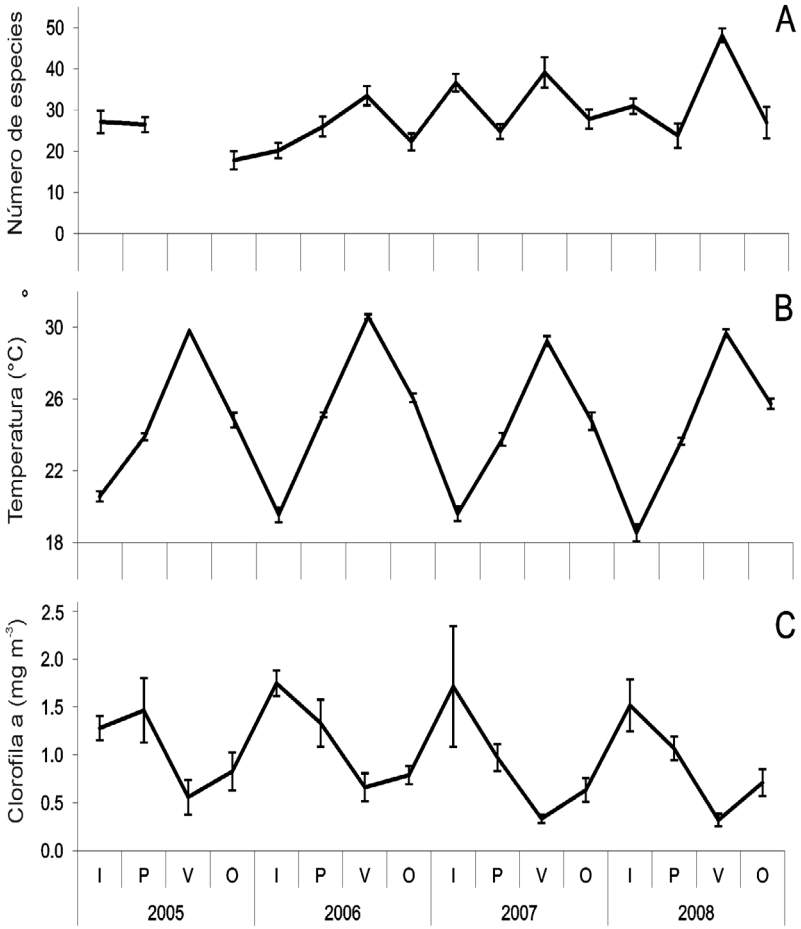

Figura 4. Número de especies, temperatura (°C) y concentración de clorofila a (mg m^{-3}) (promedio ± desviación estándar) por estación del año en Bahía de Loreto, BCS. A = número de especies; B = temperatura; C = concentración de clorofila *a*; I = invierno; P = primavera; V = verano y O = otoño.

Tabla 3. Correlaciones de Spearman (r_s) entre la riqueza total de macroalgas y riqueza de macroalgas por atributos con la temperatura superficial (°C) y concentración de clorofila a (mg m^{-3}). * = correlaciones significativas ($p < 0.05$)

		Temperatura		Clorofila *a*	
Grupo	**Atributo**	r_s	*p*	r_s	*p*
División	Rhodophyta	0.22*	0.03*	-0.29*	0.01*
	Ochrophyta: Phaeophyceae	0.22*	0.04*	-0.28*	0.01*
	Chlorophyta	0.24*	0.03*	-0.18	0.09
Morfología	Filamentosa	0.33*	<0.01*	-0.34*	<0.01*
	Foliosa	0.23*	0.03*	-0.34*	<0.01*
	Corticada	-0.01	0.99	-0.02	0.87
	Coriacea	0.04	0.70	-0.17	0.12
	Coralina articulada	0.17	0.11	-0.13	0.24
	Arbustiva	0.03	0.79	-0.08	0.47
Estrato	Tapete	0.31*	<0.01*	-0.33*	<0.01*
	Epifita	0.13	0.24	-0.19	0.07
Afinidad biogeográfica	Amplia distribución	0.32*	<0.01*	-0.44*	<0.01*
	Tropical	0.35*	<0.01*	-0.38*	<0.01*
	Templada	0.06	0.59	-0.08	0.45
Total		0.24*	0.02*	-0.29*	0.01*

Las correlaciones significativas entre la riqueza de especies y la temperatura y concentración de clorofila *a* confirman que los factores ambientales juegan un papel importante en la determinación de la estructura de los ensamblajes de macroalgas en Bahía de Loreto, al igual que ocurre en otros arrecifes rocosos (Dayton, 1971; Underwood & Chapman, 1998). La temperatura es uno de los principales factores que influyen en la sobrevivencia, crecimiento y reproducción de las macroalgas (Lüning, 1990) y junto con la disponibilidad de nutrientes, determinan en cierta medida la riqueza y composición de los ensamblajes en las zonas costeras (Pedersen & Borum, 1996). A este respecto la baja riqueza de macroalgas observada en otoño en Loreto (Figura 4A), es el resultado no sólo de las altas temperaturas que se registran en esta época (Figura 4B), sino que además, el intenso calor origina una estratificación de la columna de agua, lo que limita el flujo de nutrientes a la zona eufótica (Martínez-López *et al.*, 2001), ocasionando que durante este periodo se observen los menores valores de concentración de clorofila *a* (Figura 4C).

Los ensamblajes de macroalgas en Bahía de Loreto presentan una mezcla de especies con características distintas como resultado de las fluctuaciones ambientales características del Golfo de California (Álvarez-Borrego, 1993). Se encuentran compuestos en su mayoría por algas de la división Rhodophyta, con morfologías filamentosas y corticadas, formadoras de tapetes y de afinidad templada, sin embargo aunque estos grupos son los dominantes se tienen representantes de los otros grupos dentro de los ensamblajes en proporciones similares durante los cuatro años de estudio (Figura 2). La presencia de esta variedad de especies con distintos atributos contribuye sustancialmente a la diversidad del sistema dado que cada uno de los grupos funcionales responde de forma diferente a las modificaciones en su medio ambiente, lo que les permite explotar parcialmente diferentes recursos (Connell 1978; Lubchenco, 1978; Sousa 1979; Littler & Littler, 1981). Es por ello que no todos los grupos presentan correlaciones significativas con las variables ambientales seleccionadas (Tabla 3).

Las macroalgas foliosas, filamentosas y corticadas se encuentran en el sistema debido a que tienen un alto potencial reproductivo y una alta productividad (Sousa, 1979; Littler & Littler, 1980, 1984), requiriendo de concentraciones altas de nutrientes para sostener su crecimiento (Pedersen & Borum, 1997), por lo que su riqueza esta correlacionada con la temperatura y concentración de clorofila *a*; mientras que las especies de macroalgas coriáceas y coralinas articuladas presentan una mayor resistencia al estrés físico (Littler & Littler, 1984; Steneck & Dethier, 1994) y la herbivoría (Hay, 1981) y son capaces de satisfacer sus requerimientos de nutrientes y sostener tasas de crecimiento cercanas a las máximas durante periodos de baja disponibilidad de nutrientes (Pedersen & Borum, 1997), por lo que no presentan correlación con las variables ambientales.

La formación de tapetes macroalgales permite a las especies de algas en Bahía de Loreto persistir en áreas afectadas por estrés físico y herbivoría (Hay, 1981); mientras que las algas arbustivas requieren de un menor espacio para sujetarse, lo que les permite desarrollarse entre los tapetes cuando las condiciones ambientales lo permiten y las algas epifitas aprovechan el espacio proporcionado por otras especies, dependiendo su distribución de las defensas del hospedero, competencia y ramoneo (Arrontes, 1990; Ortuño-Aguirre & Riosmena-Rodríguez, 2007).

Dadas las fluctuaciones ambientales y la zona geográfica transicional (Dawson, 1960), es factible el establecimiento de especies con distinta tolerancia térmica (Casas-Valdez *et al.,* 2000) observándose en los ensamblajes de macroalgas en Bahía de Loreto una mezcla de especies con distintas afinidades biogeográficas.

La variabilidad entre años observada para los ensamblajes de macroalgas en Bahía de Loreto (Figura 3), concuerda con resultados de otros trabajos realizados en el Golfo de California durante más de un periodo anual (Lively *et al*., 1993; Rodríguez-Morales, 1997; Pacheco-Ruíz & Zertuche-González, 1996a, 1996b, 2002; Paul-Chávez & Riosmena-Rodríguez 2000). El origen de estas variaciones anuales en los ensamblajes de macroalgas ha sido poco estudiado. Lively *et al*., (1993) menciona que pueden estar provocadas por variaciones inter–anuales en la tasa de reclutamiento de macroalgas y herbívoros, fenómeno que puede estar sucediendo en los ensamblajes de Bahía de Loreto. También es posible que las diferencias observadas en la riqueza y composición de los ensamblajes de macroalgas entre los años de estudio pueda deberse a la ocurrencia de huracanes y tormentas tropicales, ya que estos fenómenos modifican la estructura de las comunidades de macroalgas en distintas formas, aumentando su diversidad al crear espacio disponible que es colonizado por especies oportunistas (Sousa, 1979) o disminuyéndola cuando el espacio disponible creado por el disturbio es utilizado por las pocas especies supervivientes (Tello-Velasco, 1996).

Además, la variación en la precipitación y la incidencia de huracanes modifican temporalmente la química del agua y la concentración de nutrientes, aumentando la fuerza de las corrientes, factores que determinan la estructura de las comunidades de macroalgas (Dayton, 1971; Underwood & Chapman, 1998). En Bahía de Loreto durante el periodo de estudio hubo variaciones en la precipitación acumulada anual, en 2005 fue menor a la del 2006, 2007 y 2008 (131.1 mm, 310.0 mm, 181.8 mm y 202.0 mm, respectivamente (http://smn.cna.gob.mx/climatologia/precipitacion/estados/) y la incidencia de huracanes en la zona fue distinta entre los años. En 2005 no hubo huracanes en el Golfo de California, mientras que en 2006 el huracán John afectó la zona de Bahía de Loreto, en 2007 el huracán Henriette y en 2008 los huracanes Julio y Norbert. El aumento en la incidencia de los huracanes de 2005 a 2008 y las variaciones en la precipitación

anual podrían explicar en parte el incremento en la diversidad observada durante este mismo periodo y las variaciones observadas en los atributos de las especies, sin embargo, se requieren de otros estudios orientados a determinar los efectos de estas variables sobre las comunidades de macroalgas en Bahía de Loreto.

En conclusión, la composición específica y riqueza de los ensamblajes de macroalgas en Bahía de Loreto son altamente variables en el tiempo, debido a las fluctuaciones ambientales que se presentan, siendo las variaciones en la temperatura y concentración de clorofila *a* factores importantes que explican en parte la variabilidad observada. A pesar de la variabilidad en la composición específica de los ensamblajes, las proporciones de los atributos de las especies se mantienen. Estos resultados pueden ayudar a detectar cambios futuros en la estructura y funcionamiento de los ensamblajes de macroalgas de arrecifes rocosos en esta zona.

Referencias

Alvarez-Borrego, S. 1983. Gulf of California, 427–449. En: Ketchum, B.H. (Ed.) *Estuaries and Enclosed Seas, Ecosystems of the World*. Elsevier Scientific Publishing, Amsterdam, 859 p.

Aguilar-Rosas, L.E., R. Aguilar-Rosas, L.E. Mateo-Cid & A.C. Mendoza-González. 2002. Marine algae from the Gulf of Santa Clara, Sonora, México. *Hydrobiologia*, 477: 231–238.

Ateweberhan, M., J. Bruggemann & A. Breeman. 2006. Effects of extreme seasonality on community structure and functional group dynamics of coral reef algae in the southern Red Sea (Eritrea). *Coral Reefs*., 25: 391–406.

Arrontes, J. 1990. Composition, distribution on host and seasonality of epiphytes on three intertidal algae. *Bot. Mar.*, 33: 205–211.

Casas-Valdez M., R.A. Nuñez-López, M.B. Cruz-Ayala, I. Sánchez-Rodríguez, R. Vázquez-Borja & G.E. López. 2000. Biodiversity and biogeographic affinities of the algal flora of Baja California Sur a synthesis of the literature, 273–282. En: Munawar, M., S.G. Lawrence, I.F. Munawar & D.F. Malley (Eds.) *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope*. Bakhugs, Leiden, 683 p.

Connell, M.L. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302–1310.

Connell, J.H. & W.P. Sousa. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *Am. Nat.*, 121: 789–824.

Dayton, P.K. 1971. Competition, disturbance, and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecol. Monogr.*, 41: 351–389.

Dayton, P.K., V. Currie, T. Gerrodette, B. Keller, R. Rosenthal & D. Ven-Tresca. 1984. Patch dynamics and stability of some California kelp communities. *Ecol. Monogr.*, 54: 254–289.

Dawson, E.Y. 1960. The biogeography of Baja California and adjacent Seas. Part II. Marine Biotas. A review of the ecology, distribution and affinities of the benthic flora. *Syst. Zool.*, 9: 93–100.

Graham, L.E. & L.W. Wilcox. 2000. *Algae*. Prentice Hall, Nueva Jersey, 640 p.

Guiry, M.D. & G.M. Guiry. 2011. *AlgaeBase. World-wide electronic publication*. Consultado el 13 de Marzo de 2011. http://www.algaebase.org

Hay, M.E. 1981. The functional morphology of turf-forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. *Ecology*, 62: 739–750.

Huerta-Muzquiz, L. & A.C. Mendoza-González. 1985. Marine algae from the Bay of La Paz, southern Baja California. *Phytologia*, 59: 35–57.

Legendre, P. & L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, 800 p.

Littler, M.M. & K.E. Arnold. 1982. Primary productivity of marine macroalgal functional-form groups from southwestern North America. *J. Phycol.*, 18: 307–311.

Littler, M.M. & D.S. Littler. 1981. Intertidal macrophyte communities from Pacific Baja California and the upper Gulf of California: relatively constant vs. environmentally fluctuating systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 4: 145–158.

Littler, M.M. & D.S. Littler. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 74: 13–34.

Littler, M.M., D.S. Littler & P.R. Taylor. 1983. Evolutionary strategies in a tropical barrier reef system: functional-form groups of marine macroalgae. *J. Phycol.*, 19: 229–237.

Lively, C.M., P.T. Raimondi & L.F. Delph. 1993. Intertidal community structure:

space-time interactions in the northern Gulf of California. *Ecology*, 74: 162–173.

Lubchenco, J. 1978. Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivore food preference and algal competitive abilities. *Am. Nat.*, 112: 23–39.

Lüning, K. 1990. *Seaweeds. Their Environment, Biogeography and Ecophysiology*. John Wiley & Sons, Nueva York, 527 p.

Martínez-López, A., R. Cervantes-Duarte, A. Reyes-Salinas & J.E. Valdez-Holguín. 2001. Cambio estacional de clorofila *a* en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Hidrobiológica*, 11: 45–52.

Mateo-Cid, L.E., I. Sánchez-Rodríguez, Y.E. Rodríguez Montesinos & M.M. Casas-Valdez. 1993. Estudio florístico de las algas marinas bentónicas de Bahía Concepción, B.C.S. México. *Ciencia y Mar*, 19: 41–60.

Mathieson, A.C. & C.A. Penniman. 1986. Species composition and seasonality of New England seaweeds along an open coastal estuarine gradient. *Bot. Mar.*, 29: 161–176.

Ortuño-Aguirre, C. & R. Riosmena-Rodríguez. 2007. Dinámica del epifitismo en *Padina concrescens* (Dictyotales: Phaeophyta) en el suroeste de la Península de Baja California, México. *Cienc. Mar.*, 33: 311–317.

Pacheco-Ruiz, I. & J.A. Zertuche-González. 1996a. Green Algae (Chlorophyta) from Bahia de los Angeles, Gulf of California, Mexico. *Bot. Mar.*, 39: 431–433.

Pacheco-Ruiz, I. & J.A. Zertuche-González. 1996b. Brown algae (Phaeophyta) from Bahía de los Angeles, Gulf of California, Mexico. *Hydrobiologia*, 326/327: 169–172.

Pacheco-Ruiz, I. & J.A. Zertuche-González. 1999. Population structure and reproduction of the carrageenophyte *Chondracanthus pectinatus* in the Gulf of California. *Hydrobiologia*, 398/399: 159–166.

Pacheco-Ruiz, I. & J.A. Zertuche-González, 2002. Red Algae (Rhodophyta) from Bahía de Los Angeles, Gulf of California, Mexico. *Bot. Mar.*, 45: 465–470.

Padilla, D.K. & B.J. Allen. 2000. Paradigm lost: reconsidering functional form and group hypotheses in marine ecology. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 250: 207–221.

Paul-Chávez, L. & R. Riosmena-Rodríguez. 2000. Floristic and biogeographical rends in seaweed assemblages from a subtropical insular island complex in the Gulf of California. *Pac. Sci.*, 54: 137–147.

Pedersen, M.F. & J. Borum. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 142: 261–272.

Pedersen, M.F & J. Borum 1997. Nutrient control of estuarine macroalgae: growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 161: 155–163.

Pedroche, F.F., P.C. Silva, L.E. Aguilar-Rosas, K.M. Dreckmann & R.A. Aguilar-Rosas. 2005. *Catálogo de las Algas Marinas Bentónicas del Pacífico de México. I. Chlorophycota*. Universidad Autónoma de Baja California, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, University of California Berkeley, Mexicali, 135 p.

Pedroche, F.F., P.C. Silva, L.E. Aguilar-Rosas, K.M. Dreckmann & R.A. Aguilar-Rosas. 2008. *Catálogo de las Algas Marinas Bentónicas del Pacífico de México. II. Phaeophycota*. Universidad Autónoma de Baja California, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, University of California Berkeley, Mexicali, 146 p.

Phillips, J.C., G.E. Kendrick & P.S. Lavery. 1997. A test of a functional group approach to detecting shifts in macroalgal communities long a disturbance gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 153: 125–138.

Rodríguez-Morales, E.O. 1997. *Variación interanual de las macroalgas en Punta Galeras, B.C.S.* Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 70 p.

Sousa, W.P. 1979. Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community. *Ecol. Monogr.*, 49: 227–254.

Sousa, W.P. 1980. The responses of a community to disturbance: the importance of successional age and species life histories. *Oecologia*, 45: 72–81.

Steneck, R.S. 1988. Herbivory on coral reefs: a synthesis. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium, Australia*, 1: 37–49.

Steneck, R.S. & M.N. Dethier. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69: 476–498.

Tello-Velasco, M. 1986. Cuantificación del efecto de la tormenta tropical "Lidia" y el ciclón "Paul" sobre una comunidad de macroalgas marinas en la laguna costera de Balandra, B.C.S., México. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. UNAM*, 13: 69–78.

Underwood, A.J. & M.G. Chapman. 1998. Variation in algal assemblages on wave-exposed rocky shores in New South Wales. *Mar. Freshwater Res.*, 49: 241–254.

Underwood, A.J. & P. Jernakoff. 1981. Effects of interactions between algae and grazing gastropods on the structure of a low-shore intertidal algal community. *Oecologia*, 48: 221–233.

Underwood, A.J., E.J. Denley & M.J. Moran. 1983. Experimental analyses of the structure and dynamics of mid-shore rocky intertidal communities in New South Wales. *Oecologia*, 56: 202–219.

Zar, J.H. 2009. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Nueva Jersey, 718 p.

Capítulo 8

Macroalgas en bancos abuloneros de la costa occidental de Baja California Sur

Alma Rosa Rivera-Camacho

UABCS

Resumen

Con la finalidad de determinar si existen diferencias en la composición y diversidad de macroalgas en bancos de abulón con diferentes niveles de producción, se realizaron dos muestreos, en marzo y noviembre de 2006, en dos bancos de baja producción (BA y PT) y uno de alta (RM) en Bahía Tortugas y dos bancos de alta producción en La Bocana (LP y PO). En cada uno se recolectaron las macroalgas bajo el dosel de *Macrocystis pyrifera* y *Eisenia arborea* de cinco cuadrantes de 0.25 m^2 seleccionados al azar, identificándose la flora presente. Se calculó el índice de valor de importancia para cada especie. Se obtuvo la riqueza, índice de diversidad de Shannon-Wiener, equidad y dominancia de Simpson para cada sitio. Se identificaron 59 especies, 47 rodofitas, 7 feofitas, 3 clorofitas y 2 pastos marinos. Los componentes más importantes fueron las coralinas articuladas *Cystoseira osmundacea*, *Gelidium robustum*, *Plocamium cartilagineum*, *Rhodymenia* spp. y *Cryptopleura* spp. Aunque cada banco tiene una composición y dinámica particular, se observó que los bancos de alta producción presentaron mayor riqueza y diversidad de especies y menores valores de dominancia que los de baja producción, relacionado posiblemente con sus características físicas y ambientales (sustratos imbricados, mayor profundidad y exposición al oleaje) lo que los hace particularmente adecuados para la proliferación de algas y abulones.

Palabras clave: abulón, *Haliotis*, nivel de producción, bosques de kelpos, *Macrocystis*, *Eisenia*

Macroalgae in abalone fishery banks of the western coast of Baja California Sur

Abstract

Aiming to determine whether there were differences in the composition and diversity of macroalgae in abalone fishery banks with different levels of production, two samples were taken in two low production banks zones (BA and PT) and one of high production (RM) at Bahía Tortugas and in two high production banks at La Bocana (LP and PO), on March and November 2006. The macroalgae present under the Macrocystis pyrifera and Eisenia arborea canopy in five 0.25 m^2 quadrants on each bank were collected and identified. The importance value index was calculated for each identified species. The richness, Shannon-Wiener, Equity and Simpson indices were calculated for each site. We identified 59 species, 47 red algae, 7 brown algae, 3 green algae, and 2 seaweeds. The most important taxa were the articulated coralline algae, Cystoseira osmundacea, Gelidium robustum, Plocamium cartilagineum, Rhodymenia spp., and Cryptopleura spp. Even though each bank has a unique dynamics and species composition, the findings show that the highly productive banks have a higher richness and diversity of macroalgae, and lower values of dominance than those of low production. This is possibly related to their physical and environmental characteristics (embedded substrates, higher depth and wave exposure), which makes it particularly adequate for the proliferation of algae and abalones.

Keywords: abalone, *Haliotis*, level of production, kelp forest, *Macrocystis*, *Eisenia*

Introducción

En la costa occidental de la Península de Baja California se encuentra una alta heterogeneidad de ecosistemas marinos, los cuales albergan una gran cantidad de especies tropicales, templadas y de transición templado tropical. La riqueza y abundancia de especies en esta zona se relaciona con las condiciones fisicoquímicas prevalecientes, las cuales están determinadas por la interacción de dos grandes sistemas oceánicos: la corriente de California de origen subártico y la corriente Norecuatorial de origen tropical; las cuales al mezclarse producen una zona de transición templada-tropical; además de ser una zona con presencia de surgencias (Casas-Valdez, 2000; Hernández-Rivas *et al*., 2000). Las surgencias contribuyen a mantener una alta productividad primaria durante casi todo el año en esta región, lo cual es la base de las pesquerías tanto masivas (anchoveta y sardina) como ribereñas (abulón, langosta, caracol panocha y de escama) (Casas-Valdez *et al*., 1996).

A lo largo de la costa occidental de Baja California, la pesquería de abulón es considerada como una de las de mayor importancia regional ya que genera un alto valor económico, posee una alta capacidad de exportación y ha creado un impacto sustantivo de empleo entre las sociedades cooperativas pesqueras que capturan el recurso (Ramade-Villanueva *et al*., 1998). Los abulones se encuentran en arrecifes rocosos, los cuales son comúnmente llamados 'bancos abuloneros' (Guzmán del Próo *et al*., 1991). En estos bancos la vegetación marina es importante ya que sirve de refugio y alimento para los abulones y otras especies de fauna asociada, por lo que las variaciones en la abundancia de la flora pueden afectar la abundancia de diversos recursos bentónicos (Casas-Valdez, 2000; Serviere-Zaragoza *et al*., 2003).

Los principales componentes de la flora de los bancos abuloneros son grandes laminariales como *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) *C. agardh*, *Eisenia arborea* Areschoug y *Egregia menziesii* (Turner) Areschoug, algas rojas como *Gelidium* sp., *Acrosorium* spp., *Plocamium* spp., así como, algas coralinas articuladas como *Corallina* spp. y *Bossiella* spp., coralinas costrosas como *Lithothamnium* y *Lithophyllum*, y el pasto marino *Phyllospadix torreyi* Watson

(Guzmán del Próo *et al*., 1972, 1991; Carreón-Palau *et al*., 2003; Casas-Valdez, 2000; Serviere-Zaragoza *et al*., 2003). Aunque se ha descrito la vegetación asociada a bancos de abulón a diferentes escalas espaciales, no se han realizado estudios que analicen cambios en la composición y abundancia de la flora asociada a bancos con distintos niveles de producción de abulón. En este trabajo se describe la composición y abundancia de la flora asociada a bancos abuloneros con distinto nivel de producción en dos regiones pesqueras Bahía Tortugas y La Bocana en la costa Pacífico de Baja California Sur, México.

Material y métodos

Area de estudio

Bahía Tortugas (27°41.3' N y 114°53.6' O) y La Bocana (26°46' N y 113°42' O), se localizan dentro de la región denominada Pacífico Norte en Baja California Sur, la cual se caracteriza por ser una zona de pesca de langosta, abulón, del alga *Gelidium* y más recientemente del caracol panocha, entre otros recursos (Figura 1). Para el presente estudio, se identificaron bancos de abulón con diferente nivel de producción pesquera, tomando como referencia la producción de abulón, a partir de encuestas con pescadores experimentados de las cooperativas Bahía Tortugas y Progreso. En los bancos de alta producción se realiza la extracción de abulón durante toda la temporada de captura y en los bancos de baja producción sólo se pesca ocasionalmente. En Bahía Tortugas se estudiaron dos bancos de baja producción, La Baliza (BA) y Piedra de Trini (PT), y uno de alta producción en Rincón de Méndez (RM). Dentro de La Bocana se seleccionaron dos bancos de alta producción: La Piedra (LP) y Piedra de Lobo (LO) (Figura 1). Lo que nos permitió comparar las macroalgas de bancos abuloneros con distintos niveles de producción dentro de una región y las macroalgas de bancos abuloneros con el mismo nivel de producción entre regiones.

Diseño de muestreo

En los cinco bancos abuloneros la colecta de flora estuvo dirigida a las algas que crecen debajo del dosel de las grandes laminariales, *Eisenia arborea* y *Macrocystis pyrifera*, que dominan el paisaje en estos ambientes. En los bancos las muestras se

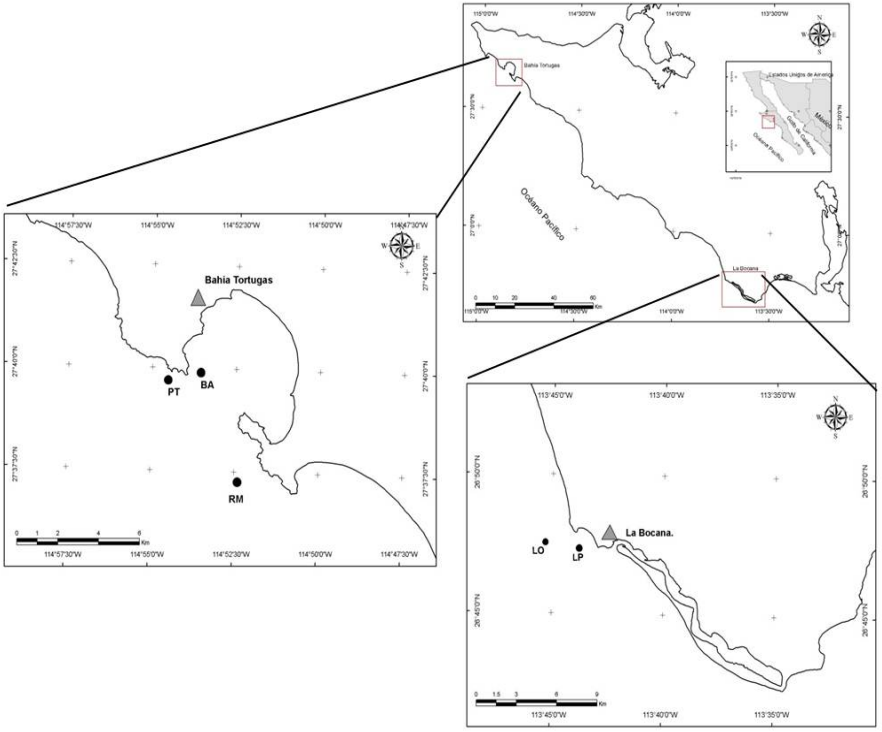

Figura 1. Localización del área de estudio y las localidades de muestreo. BA = Baliza; RM = Rincón de Méndez; PT = Piedra de Trini en Bahía Tortugas; LO = Piedra de Lobo y LP = La Piedra en La Bocana, Baja California Sur.

obtuvieron en dos niveles de profundidad, una somera de 4 a 8 m, y otra profunda de 8 a 12 m dependiendo de las características del banco. RM presentó las dos profundidades, mientras que BA y LP Piedra sólo la somera y PT y LO la profunda únicamente. En cada nivel o estrato se colecto la flora contenida en 5 cuadrantes de 0.25 m^2 ubicados al azar a lo largo de una línea de 50 m. La recolecta se hizo por medio de buceo subacuático en forma manual en marzo y noviembre 2006. Estas fechas coinciden con época de bajas (~ 18 ˚C) y altas temperaturas (~ 21 ˚C), respectivamente. En el laboratorio, cada una de las muestras se lavó y se separaron las especies para ser pesadas usando una balanza marca OHAUS (± 1 g).

De cada especie se tomó una submuestra que se conservó en formol al 10% con agua de mar para su posterior identificación taxonómica. Las especies fueron identificadas con base en la observación de su morfología y estructuras reproductivas usando como base las referencias de Setchell & Gardner (1920, 1924), Smith (1944), Taylor (1945), Dawson (1953, 1954, 1960, 1961, 1962, 1963a, b), Dawson et al. (1960a, b) y Abbott & Hollenberg (1976). La nomenclatura de las especies se actualizó utilizando Algaebase (http://www.algaebase.org; Guiry & Guiry, 2008). El listado florístico de los bancos incluyo a todas las especies, inclusive las epífitas. Los cálculos de diversidad, equidad y dominancia se hicieron con base en las especies con biomasa > 0.1 g.

Indices de diversidad

En cada banco, a partir de los datos de presencia y biomasa de las especies conspicuas (> 0.1 g), se calculó la riqueza como el número de especies presentes en un sitio y época determinada (Krebs, 1985; Magurran, 1988). El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') que considera la proporción de la abundancia (peso en gramos) de las especies y su riqueza dentro de la muestra, fue calculado a partir de la fórmula $H' = \sum pi$ (ln pi), donde pi es la proporción de biomasa de la especie i (Krebs, 1985; Magurran, 1988). El índice de equidad (E), que estandariza el valor de H' en una escala simple (de cero a 1) y mide la igualdad en la distribución de especies, se calculó usando la función de Shannon-Wiener, donde se obtiene primero el valor de diversidad para cada sitio divido entre el logaritmo natural de la riqueza de especies; el valor de equidad oscila entre 0 y 1 (Magurran, 1988). El índice de dominancia de Simpson, que pondera con mayor importancia a las especies abundantes fue estimado a partir de la fórmula $D = \sum pi^2$ (Krebs, 1985; Magurran, 1988). Para determinar las especies dominantes en cada banco por fecha se utilizó el Indice de Valor de Importancia (IVI) (Curtis & McIntosh, 1951), el cual es calculado a partir de la suma de los valores de biomasa relativa y frecuencia relativa, con un valor máximo de 200 para todas las especies, como IVI = FR + BR, donde: FR = Frecuencia relativa y BR = Biomasa relativa.

Resultados

La flora de los cinco bancos abuloneros estuvo conformada por un total de 57 especies de macroalgas y 2 de pastos marinos. De las macroalgas, 3 pertenecen a la división Chlorophyta, 7 a la división Ochrophyta: Phaeophyceae y 47 a la división Rhodophyta. El número de especies fue mayor en marzo en comparación a noviembre, con 57 y 26 especies, respectivamente. Este mismo patrón se observó para el número de especies por división. La mayor riqueza específica se observó en los bancos de alta producción, RM con 34 especies, LO con 27 especies y LP con 21 especies, en comparación con los de baja producción, BA con 12 especies y PT con 10 especies. En los bancos de alta producción se encontró un número mayor de especies en marzo en comparación a noviembre, mientras que en los bancos de baja producción el número de especies fue similar entre éstos meses (Figura 2A). En los cinco bancos las algas rojas presentaron el mayor número de especies, a excepción de la BA, que en marzo tuvo 4 especies de algas café y 3 de algas rojas (Figura 2B).

Diversidad, equidad y dominancia

En los cinco bancos, el total de especies con biomasa > 0.1 g fueron 27, junto con dos grupos de especies, uno denominado "Rojas" y otro "coralinas articuladas". El grupo "Rojas" estuvo representado por especies arbustivas que crecían enmarañadas unas con otras siendo difícil reconocerlas individualmente en campo e incluyen especies de los géneros *Rhodymenia*, *Carpopeltis*, *Nienburgia*, *Callophyllis*, *Cryptopleura* y *Gracilaria*. El grupo de las coralinas articuladas incluye a especies como *Corallina officinalis* var. *chilensis* (Decaisne) Kützing, *Bossiella orbigniana* (Decaisne) Silva, *Corallina vancouveriensis* Yendo, *Amphiroa misakiensis* Yendo y *Jania rosea*. De las 27 especies, 3 pertenecen a la división Chlorophyta, 5 a la división Ochrophyta: Phaeophyceae y 19 a la división Rhodophyta. La mayor riqueza específica se observó en los bancos de alta producción, RM con 17 especies, LP con 14 especies y LO con 9 especies, en comparación con los de baja producción, BA y PT, con 4 especies.

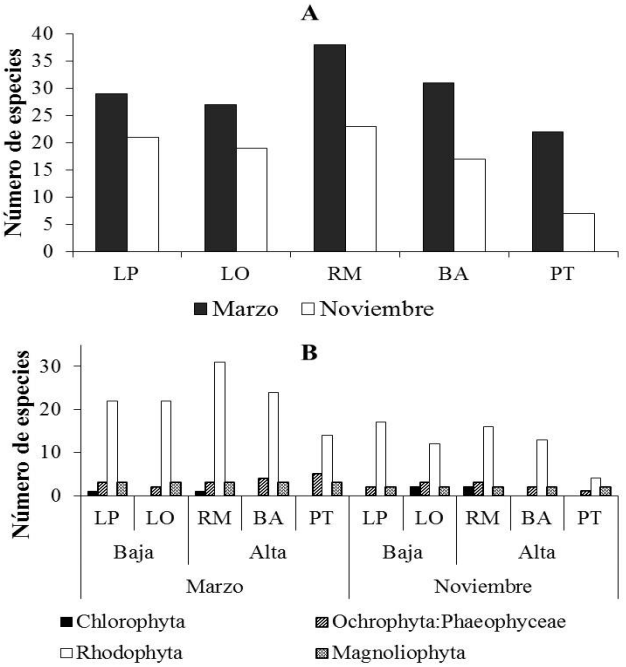

Figura 2. Riqueza total de especies en cinco bancos abuloneros con diferentes niveles de producción en marzo y noviembre 2006. A) Por banco y B) Por banco y división. BA = Baliza; RM = Rincón de Méndez; PT = Piedra de Trini; LO = Piedra de Lobo y LP = La Piedra.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') varió entre 0.6 y 1.7 en PT durante el período. En marzo, la mayor diversidad se obtuvo en dos de los bancos de alta producción en RM (Bahía Tortugas) y LP (La Bocana); mientras que en el otro banco de alta producción de La Bocana y en los dos de baja producción de Bahía Tortugas los valores fueron menores H' = 0.6 y H' = 0.7. En noviembre, los tres bancos de alta producción tuvieron valores de H' > 1, mientras que en los de baja producción los valores fueron de H' = 0.7 y H' = 0.6 en BA y PT, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Riqueza, índice de diversidad, equidad y dominancia de macroalgas en cinco bancos abuloneros en marzo (m) y noviembre (n) de 2006. BA = Baliza; RM = Rincón de Méndez; PT = Piedra de Trini; LP = La Piedra y LO = Piedra de Lobo. Sólo se consideraron las especies con biomasa > 0.1 g.

	BA		**PT**		**RM**		**LP**		**LO**	
	m	n	m	n	m	n	m	n	m	n
Riqueza (S)	3	3	4	2	14	7	12	9	6	7
Diversidad (H')	0.7	0.7	0.6	0.6	1.6	1.3	1.5	1.7	0.6	1.5
Equitatividad (E)	0.6	0.7	0.4	0.9	0.6	0.6	0.6	0.8	0.3	0.8
Dominancia (D)	0.5	0.5	0.6	0.6	0.3	0.3	0.3	0.2	0.7	0.2

Por lo que respecta a equitatividad, en los bancos de alta producción de RM en ambas fechas y en LP en marzo se tuvo una E = 0.6. Mientras que en LP y LO se tuvo una E = 0.8 en noviembre. LO en marzo tuvo la menor E (0.3). Para los bancos de baja producción se encontró que BA en marzo presentó una E = 0.6 y para noviembre de 0.7, para PT en marzo la E = 0.4 y en noviembre una E = 0.9 (Tabla 1). En cuanto a dominancia, en los bancos de baja producción BA y PT en ambas fechas presentaron una D = 0.5 y 0.6 respectivamente. En los bancos de alta producción RM presentó una D = 0.3 para marzo y noviembre, mientras que para LP fue una D = 0.3 en marzo y 0.2 en noviembre. El banco de LO en marzo presentó la más alta D = 0.7 y en noviembre fue de 0.2 (Tabla 1).

En general, las coralinas articuladas y un grupo de 4 ó 5 especies se identificaron como especies dominantes, en los bancos abuloneros en ambas fechas, excepto en LP que tuvo cerca de nueve especies dominantes en noviembre (Tabla 2). En marzo, las coralinas articuladas fueron la especies dominantes en BA, PT y LO, respectivamente; el alga parda *Cystoseira osmundacea* en BA, mientras que en RM dominaron las algas rojas *Gelidium robustum* y *Plocamium cartilagineum* y en LP, *Cryptopleura* spp. y *Gelidium robustum* (Tabla 2). En noviembre, en cuatro de los bancos dominaron el grupo de las coralinas articuladas (BA, PT, RM y LO) y *C. osmundacea* dominó en BA y PT. En LP, la dominancia fue de *Rhodymenia arborescens*, el grupo denominado como rojas y *Gelidium robustum*. En LO en noviembre el grupo de las rojas fue también importante (Tabla 2).

Discusión

El listado de macroalgas que crecen por debajo del dosel de *M. pyrifera* y *E. arborea* estuvo conformado por un total de 57 especies en los cinco bancos abuloneros estudiados. En dichos bancos se encontró una variación entre 10 y 34 especies. En la región se han reportado, por ejemplo, 113 y 51 especies para Bahía Tortugas (Mendoza-González & Mateo-Cid, 1985; Guzmán del Próo *et al.*, 1991), así como 20 para Bahía Tortugas y 19 en La Bocana (Serviere-Zaragoza *et al.*, 2003). Beltrán-López (2003) encontró en el Cardoncito, al norte de Bahía Tortugas, 49 especies, mientras que al sur de la Bocana, en la laguna de San Ignacio se identificaron un total de 83 (Núñez-López *et al.*, 1998). La diferencia en el número de especies entre regiones o sitios puede estar relacionada con el esfuerzo de muestreo realizado en cada sitio, esto es con el número de colectas así como con la orientación del estudio. En este trabajo el estudio se dirigió principalmente a la caracterización de la flora conspicua, esto es a las especies con valores de biomasa > 0.1 g y a algunas de sus epífitas, mientras que en trabajos previos el esfuerzo se ha orientado a tener representadas la mayor cantidad de especies de la flora local.

La mayor riqueza específica correspondió a la división Rhodophyta, de manera similar a lo reportado en distintas localidades de la región (Mendoza-González & Mateo-Cid, 1985; Guzmán del Próo *et al.*, 1972, 1991; Guzmán del Próo, 1994; Núñez-López *et al.*, 1998; Casas-Valdez, 2000; Beltrán-López, 2003; Carreón-Palau *et al.*, 2003; Serviere-Zaragoza *et al.*, 2003), así como en otras partes del mundo (Darley, 1987; Dawes, 1987; Breeman, 1988). La mayor riqueza de especies de algas rojas se ha relacionado con su característica de ser el grupo más diverso de macroalgas, esto último resultado de su dominancia en diferentes tipos de hábitat y a la complejidad de sus estrategias reproductivas, características que les permiten mantenerse presentes durante todas las épocas del año (Abbott & Hollenberg, 1976; Lüning, 1990). Sin embargo, aunque la división Ochrophyta: Phaeophyceae estuvo poco representada en número de especies, fue la que presentó los mayores valores de biomasa, mientras que las especies de la división Chlorophyta siempre presentaron la menor riqueza y biomasa.

Tabla 2. Indice de valor de importancia de macroalgas en bancos abuloneros en Bahía Tortugas y La Bocana en marzo (m) y noviembre (n) 2006. * = especies con IVI > 10%; BA = Baliza, RM = Rincón de Méndez, PT = Piedra de Trini, LP = La Piedra y LO = Piedra de Lobo.

Especies	BA		PT		RM		LP		LO	
	m	n	m	n	m	n	m	n	m	n
1. Coralinas articuladas	118*	118*	140*	142*	55*	94*	69*	20*	131*	66*
2. *Cystoseira osmundacea* (Turner) C. Agardh	71*	68*	35*	58*	-	48*	-	-	28*	30*
3. *Callophyllis violacea* J. Agardh	-	-	-	-	11*	-	-	-	-	-
4. *Carpopeltis bushiae* (Farlow) Kylin	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-
5. *Chaetomorpha linum* (Müller) Kützing	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-
6. *Codium setchellii* Gardner	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
7. *Gastroclonium compressum* (Hollenberg) Chang & Xia	-	-	13*	-	-	-	-	-	-	-
8. *Cryptopleura violacea* (J. Agardh) Kylin	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-
9. *Cryptopleura* spp.	-	-	-	-	-	-	35*	-	-	-
10. *Dictyota binghamiae* J. Agardh	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
11. *D. flabellata* (Collins) Setchell & Gardner	-	-	-	-	3	6	-	-	-	23*
12. *Gelidium nudifrons* Gardner	-	-	-	-	-	-	-	10*	10*	8
13. *G. robustum* (Gardner) Hollenberg & Abbot	-	-	-	-	41*	14*	20*	34*	-	-
14. *Gracilaria textorii* var. *cunninghamii* (Farlow) Dawson	-	-	-	-	-	-	6	11*	-	-
15. *Jania rosea* (Lamarck) Decaisne	-	-	-	-	-	26*	-	-	-	-
16. *Nienburgia andersoniana* (J. Agardh) Kylin	-	-	-	-	6	6	18*	19*	-	-
17. *Plocamium cartilagineum* (Linnaeus) Dixon	-	14*	-	-	30*	-	-	-	-	-
18. *Prionitis cornea* (Okamura) Dawson	-	-	-	-	9	-	-	-	-	-
19. *Pterocladia media* Dawson	-	-	13*	-	-	-	-	-	-	-
20. *Rhodymenia arborescens* Dawson	-	-	-	-	-	-	8	45*	-	-
21. *R. californica* Kylin	-	-	-	-	5	-	-	-	-	9
22. *R. dawsonii* Taylor	-	-	-	-	11*	-	8	14*	-	30*
23. *R. hancockii* Dawson	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-
24. *R. pacifica* Kylin	-	-	-	-	-	-	-	11*	-	-
25. *Rhodymenia* sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	16*	-
26. Rojas	-	-	-	-	10*	6	12*	36*	8	35*
27. *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt	11*	-	-	-	-	-	-	-	8	-
28. *Ulva* sp.	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-
29. *Zonaria farlowii* Setchell & Gardner	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-

Un mayor número de especies en marzo se ha asociado con la presencia de surgencias y con la temperatura del agua. En primavera, la temperatura del agua es más fría (11-16 °C), a diferencia de cualquier otra época del año, lo cual junto con la presencia de surgencias tienen como consecuencia una alta concentración de nutrientes que resulta en una mayor productividad (Guzmán del Próo, 1994; Hernández-Carmona *et al*., 2001). Guzmán del Próo (1994) y Mendoza-González & Mateo-Cid (1985) mencionan que en primavera y otoño es frecuente observar estos fenómenos en esta parte de la costa y por lo tanto existe un considerable incremento en la riqueza específica tanto en flora como en fauna. En noviembre, la disminución de la riqueza de especies coincide con un aumento de la temperatura entre 2-3 °C. En otoño, la región es cálida, de tal manera que algunas especies desaparecen con el incremento de la temperatura.

Rincón de Méndez, banco de alta producción, presentó la mayor riqueza específica (34) en comparación con el resto de los bancos. Su mayor heterogeneidad ambiental (oleaje, fondo con sustratos rocosos y amplio rango de profundidad) favorece la presencia de diferentes especies de macroalgas. Por el contrario, en los bancos con el menor número de especies, Piedra de Trini y la Baliza (que son bancos de menor producción), se observa que hay una mayor biomasa de una o dos especies que son las dominantes sobre las demás, esta dominancia puede ser favorecida por las condiciones de estas zonas (formaciones rocosas discontinuas alternándose con fondos arenosos, de mesetas o fondos planos, exposición al oleaje moderada, y una menor profundidad) (Guzmán del Próo *et al*., 1972; Guzmán del Próo, 1994).

Los componentes importantes que crecen por debajo del dosel de las grandes laminariales, *M. pyrifera* y *E. arborea*, que dominan el paisaje en estos ambientes fueron las coralinas articuladas, *Cystoseira osmundacea*, *Gelidium robustum*, *Cryptopleura* spp., el grupo nombrado como rojas, *Plocamium cartilagineum*, *Rhodymenia arborescens* y *R. dawsonii*. Esto coincide con lo reportado por otros autores para distintas localidades de la región (Guzmán del Próo *et al*., 1991; Carreón-Palau *et al*., 2003; Serviere-Zaragoza *et al*., 2003). Las coralinas articuladas (*Corallina officinalis* var. *chilensis*, *C. vancouveriensis* y *Bossiella orbigniana*) están en todas las localidades, conformando una parte importante de la estructura de

la comunidad de los bancos de abulón. El alga parda *Cystoseira osmundacea* se presentó en la mayoría de los sitios a excepción de La Piedra y Rincón de Méndez en marzo del 2006.

La abundancia de *C. osmundacea* es mayor en el mes de noviembre y se observa una disminución de esta especie en las localidades del norte en relación a las del sur. Mendoza-González & Mateo-Cid (1985) reportaron que a medida que se avanza hacia el sur, la flora se va haciendo menos abundante y escasa. De manera similar, Aguilar-Rosas *et al*. (1993) indican que el incremento de las algas pardas se comienza a dar de sur a norte debido a factores como el gradiente de temperatura, corrientes y tipo de sustrato, lo cual coincide con el patrón de escala latitudinal donde se establece de manera general que las algas prefieren aguas más frías (Núñez-López *et al*., 1998). *Macrocystis pyrifera* y *Eisenia arborea* junto con las coralinas articuladas, *Gelidium robustum*, *Plocamium cartilagineum*, *Rhodymenia* spp. y *Cryptopleura* spp. conforman la comunidad vegetal dominante de estos bancos de abulón (Guzmán del Próo *et al*., 1991; Guzmán del Próo, 1994; Casas Valdez, 2000; Serviere-Zaragoza *et al*., 2003).

El patrón en la composición, diversidad y abundancia de macroalgas en los bancos de alta vs baja producción muestra comportamientos diferentes. Los bancos de alta producción RM, LP y LO presentaron una diversidad > 1 pero de dominancia baja (0.2-0.3) con más de diez especies; las especies importantes fueron las algas rojas como *Cryptopleura* spp., *Gelidium robustum*, *Plocamium cartilagienum* y *Rhodymenia* spp. y el grupo denominado como rojas. A excepción de LO que en marzo presentó sólo seis especies, en esta localidad y fecha el grupo de las coralinas articuladas fueron las que presentaron la mayor dominancia (0.7) que se ve reflejado en la más baja equitatividad (0.3).

En BA y PT que son bancos cercanos a Rincón de Méndez, la composición de su flora tuvo una menor diversidad (0.6-0.7) y una dominancia alta (0.5-0.6) dada por *Cystoseira osmundacea* y las coralinas articuladas. En PT, LP y LO en noviembre la equidad fue de las más altas (0.9-0.8) esto indica que hubo una igualdad o proporción entre las especies de estas localidades. Serviere-Zaragoza *et al*. (2003) mencionan para el área de Bahía Tortugas una diversidad de 3.4 con

20 especies y para la Bocana una diversidad de 3.5 y 19 especies, en cuanto a sus valores de dominancia fueron de 0.2 para cada una. Estas diferencias en la abundancia, dominancia y frecuencia para cada especie entre bancos reflejan que cada banco tiene una composición y dinámica particular relacionada con sus características físicas y ambientales, por lo que cada uno de los bancos abuloneros debe ser considerado como una unidad independiente de otra.

Nuestros resultados sugieren que existe una similitud ficoflorística relacionada con los bancos de baja y alta producción que pudiera estar dada por las características fisiográficas de cada zona, por lo cual se recomienda hacer estudios que analicen si los perfiles del fondo, sustrato y energía del oleaje están relacionados con la diversidad, composición y abundancia de las especies de la región además de sus afinidades biogeográficas de cada especie.

Referencias

Abbott, I.A. & G.J. Hollenberg. 1976. *Marine Algae of California*. Stanford University Press, Stanford, 827 p.

Aguilar-Rosas, L.E., R. Aguilar-Rosas & J.P. Pons-Zermeño. 1993. La familia Laminariaceae (Laminarilaes, Phaeophyta) en las costas de la península de Baja California, México. *Rev. Inv. Cient*., 4: 53–64.

Beltrán-López, M.H. 2003. *Variación, espacio-temporal de la ficoflora en la zona de Bahía Tortugas a Malarrimo, B.C.S*. Tesis de maestría. CICIMAR, La Paz, 85 p.

Breeman, A.M. 1988. Relative importance of temperature and other factors in determining geographic boundaries of seaweeds: experimental and phenological evidence. *Helgolander Meerestmters*, 42: 199–241.

Carreón-Palau, L., S. Guzmán-del Próo, J. Belmar-Pérez, J. Carrillo-Laguna & R. Herrera-Fragoso. 2003. Microhábitat y biota asociada de juveniles de abulón *Haliotis fulgens* y *H. corrugata* en Bahía Tortugas, Baja California Sur, México *Cienc. Mar.*, 29(3): 325–341.

Casas-Valdez, M. 2000. Flora ficológica del BAC de Punta Eugenia, 157–164. En: Lluch-Belda, D., J. Elorduy-Garay, S.E. Lluch-Cota & G. Ponce-Díaz (Eds.) *Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. CIBNOR/CICIMAR/

CONACYT, La Paz, BCS.

Casas-Valdez, M., G. Ponce Díaz, A. Hernández Llamas, M.A. González Ojeda, F. Galván Magaña, E. Guzmán Vizcarra, S. Hernández, A. Vélez Barajas & A. Sui-Qui. 1996. Recursos pesqueros y acuícolas de Baja California Sur: Estado Actual y Perspectivas de aprovechamiento y desarrollo, 1–15. En: Casas-Valdez, M. & G. Ponce Díaz (Eds.) *Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola de Baja California Sur*. CIBNOR, La Paz, BCS.

Curtis, J.T. & R.P. McIntosh. 1951. An upland forest continuum in the Prairie-Forest Border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3): 476–496.

Darley, W.M. 1897. *Biología de las Algas*. Enfoque Fisiológico. Limusa, México D.F., 236 p.

Dawes, C.J. 1987. *Botánica Marina*. Limusa, México D.F., 673 p.

Dawson, E.Y. 1953. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 1. Bangiales to Corallinaceae subf. Corallinoidae. *Allan Hancock Pacific Expeditions*, 17: 1–239.

Dawson, E.Y. 1954. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 2. Cryptonemiales (contd.). *Allan Hancock Pacific Expeditions*, 17: 241–398.

Dawson, E.Y. 1960. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 3. Cryptonemiales, Corallinaceae subf. Melobesioideae. *Pac. Nat*., 2: 3–125.

Dawson, E.Y. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 4. Gigartinales. *Pac. Nat*., 2: 191–343.

Dawson, E.Y. 1962. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 7. Ceramiales: Ceramiaceae, Delesseriaceae. *Allan Hancock Pacific Expeditions*, 26: 1–207.

Dawson, E.Y. 1963a. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 6. Rhodymeniales. *Nova Hedwigia*, 5: 437–476.

Dawson, E.Y. 1963b. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 8. Ceramiales: Dasyaceae, Rhodomelaceae. *Nova Hedwigia*, 6: 401–481.

Dawson, E.Y., M. Neushul & R.D. Wildman. 1960a. New records of sublittoral marine plants from Pacific Baja California. *Pac. Nat*., 1(19/20): 3–30.

Dawson, E.Y., M. Neushul & R.D. Wildman. 1960b. Seaweeds associated with kelp beds along southern California and northwestern Mexico. *Pac. Nat*., 1(14): 1–81.

Guiry, M.D. & G.M. Guiry. 2008. *Algae Base. World-wide Electronic Publication*. Consultado el 30 de Septiembre de 2008. http://www.algaebase.org

Guzmán del Próo, S.A. 1994. B*iología, ecología y dinámica de población del abulón (Haliotis spp) de Baja California, México*. Tesis de doctorado. IPN, México D.F., 189 p.

Guzmán del Próo, S.A., S.D.L. Campa-de-Guzmán & J. Pineda-Barrera. 1972. Flora macroscópica asociada a los bancos de abulón (Haliotis spp.) en algunas áreas de la costa occidental de Baja California. *Memorias de IV Congreso Nacional de Oceanografía*. México.

Guzmán del Próo, S.A., S.R. Mille-Pegaza, R. Guadarrama-Granados, S. de. la Campa de Guzmán, J. Carrillo-Laguna, A. Pereida-Corona, J. Belmar-Pérez, M.D.J. Parra-Alcocer & A.C. Luque-Guerrero. 1991. La comunidad bentónica de los bancos de abulón (*Haliotis* spp. Mollusca: Gastropoda) en Bahía Tortugas, B.C.S., México. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol.*, 36: 27–59.

Hernández-Carmona, G., D. Robledo & E. Serviere-Zaragoza. 2001. Effect of nutrient availability on *Macrocystis pyrifera* recruitment and survival near its southern limit off Baja California. *Bot. Mar.*, 44: 221–229.

Hernández-Rivas, M.E., S.P. Jiménez-Rosenberg, R. Funes-Rodríguez & R.J. Saldierna-Martínez. 2000. El centro de Actividad Biológica de la Bahía Sebastián Vizcaíno, una primera aproximación, 65-86 En: Lluch-Belda, D., J. Elorduy-Garay, S.E. Lluch-Cota & G. Ponce-Díaz (Eds.) *Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. CIBNOR/CICIMAR/CONACYT, La Paz, BCS.

Krebs, C.J. 1985. *Ecología: Estudio de la Distribución y la Abundancia*. Harla, México D.F., 753 p.

Lüning, K. 1990. Seaweeds: *Their Environment, Biogeography, and Ecophysiology*. Wiley, Nueva York, 527 p.

Magurran, A.E. 1988. E*cological Diversity and its Measurement*. Princeton, Nueva York, 179 p.

Mendoza-González, C. & L. A. Mateo-Cid. 1985. Contribución al estudio filológico de la costa occidental de Baja California México. *Phytologia*, 59: 17–33.

Núñez-López, R.A., M. Casas-Valdez, A.C. Mendoza-González & L.E. Mateo-Cid. 1998. Flora ficológica de la laguna de San Ignacio, B.C.S., México. *Hidrobiológica*, 8: 33–42.

Ramade-Villanueva, M.R., D.B. Lluch-Cota, S.E. Lluch-Cota, S. Hernández-Vázquez, A. Espinoza-Montés & A. Vega-Velázquez. 1998. An evaluation of

the annual quota mechanism as a management tool in the Mexican abalone-fishery. *J. Shellfish Res*., 17(3): 847–851.

Serviere-Zaragoza, E., V.C. García Hernández & D.A. Siqueiros Beltrones. 2003. Diversity and distribution of macroalgae associated with abalone (*Haliotis* spp.) habitats in Baja California Sur, Mexico. *Bull. Mar. Sci*., 72: 725–739.

Setchell, W.A. & N.L. Gardner. 1920. The marine algae of the Pacific coast of North America. Part II. Chlorophyceae. *U. Calif. Pub. Bot*., 8: 139–374.

Setchell, W.A. & N.L. Gardner.1924. New marine algae from the Gulf of California. *P. Calif. Acad. Sci. Ser*., 412: 695–949.

Smith, G.M. 1944. *Marine Algae of the Monterey Peninsula*. Stanford University Press, Stanford, 622 p.

Taylor, W.R. 1945. Pacific marine algae of the Allan Hancock Expeditions to the Galapagos Islands. *Allan Hancock Pacific Expeditions*, 12: 1–528.

Capítulo 9

Variación espacio-temporal de la densidad de *Acanthaster planci* (Echinodermata: Asteroidea) en el suroeste del Golfo de California, México

Daniela A. Murillo-Cisneros

UABCS
Becaria del proyecto 83339

Resumen

La estrella de mar *Acanthaster planci* es conocida en el Indo-Pacífico por su capacidad de dañar, a gran escala, los arrecifes de coral de los que se alimenta. Por el contrario, esta especie es aparentemente inocua en el Pacífico Oriental y los estudios enfocados en ella son escasos. El propósito del estudio fue describir la variación espacio-temporal de su densidad en tres áreas arrecifales del Golfo de California (Bahía de Loreto, Bahía de La Paz y Cabo Pulmo) de 2005 a 2009. Se utilizaron cuadrantes de 0.5 x 0.5 m sobre un transecto de 10 m lineales (n = 570) en Bahía de Loreto y transectos de banda de 25 x 2 m (n = 532) en Bahía de La Paz y Cabo Pulmo. Se estimó la densidad de la estrella por localidad, sitio y año, explorando la relación entre ésta con la cobertura de coral y la temperatura mediante un análisis de regresión lineal simple. *A. planci* presentó bajas densidades, del orden de 0.02 ind/m^2, aspecto reconocido desde los 1970's, aunque las causas no son evidentes aún en nuestros días. No se encontró ningún ejemplar en Cabo Pulmo y se hipotetiza que la desaparición de ésta se relaciona con la presencia de peces depredadores de mayor talla y el comportamiento de los prestadores de servicios turísticos locales. La densidad por localidad no mostró diferencias significativas. Los años mostraron diferencias significativas, siendo 2008 y 2009 los valores más bajos, quizá como consecuencia del decremento de temperatura registrado a principios de 2008 en el sur del Golfo de California. No se reporta relación entre la densidad con la estructura de hábitat posiblemente debido al bajo número de estrellas registradas durante el estudio. El análisis entre la densidad y la temperatura evidenció una preferencia por temperaturas entre 22.7°C y 24.6°C.

Palabras clave: *Acanthaster planci*, densidad, Bahía de Loreto, Bahía de La Paz, Cabo Pulmo

Spatio-temporal variation of Acanthaster planci (Echinodermata: Asteroidea) density in the southwestern Gulf of California, Mexico

Abstract

The starfish Acanthaster planci is well known in the Indo-Pacific for its capacity to cause large-scale devastation on coral reef. By contrast, this species is apparently harmless in the Eastern Pacific, and the studies focusing on this starfish are scarce. The purpose of this study was to describe the spatial and temporal variation of their densities in three reef areas of the Gulf of California (Loreto Bay, La Paz Bay and Cabo Pulmo) from 2005 to 2009. Quadrants 0.5 x 0.5 m on a 10 m linear transect (n = 570) were used in Bahía Loreto and belt transects of 25 x 2 m (n = 532) in Bahía de La Paz and Cabo Pulmo. Density was estimated by location, site, and year. It was explored the relationship between starfish density with coral cover and temperature using a simple linear regression analysis. A. planci showed low densities of 0.02 ind/m^2, although this aspect had already been recognized since the 1970's, the causes are still not evident today. There was not found any specimens in Cabo Pulmo; the disappearance of this starfish is related to a large number of bigger predatory fish and the behavior of local tourist guides. There were no significant differences among localities. On the contrary, the years showed significant differences, where 2008 and 2009 were the years with the lowest values, perhaps due to the drop of temperature recorded in the southern Gulf of California in early 2008. There was no relationship between density and habitat structure possibly due to the low number of starfish found during the survey. The analysis between density and temperature evidenced preference for temperatures ranging from 22.7 °C to 24.6 °C.

Keywords: *Acanthaster planci,* density, Loreto Bay, La Paz Bay, Cabo Pulmo

Introducción

La estrella de mar "corona de espinas" (Figura 1), *Acanthaster planci* (Linnaeus 1758) es una estrella bien conocida al ser importante depredador de corales, con capacidad de causar daño a gran escala sobre los arrecifes cuando llega a tener explosiones poblacionales (Pratchett, 2007; Narváez & Zapata, 2010). Dichos eventos se han presentado a través del Indo-Pacífico desde principios de 1960's, reduciendo la cobertura de coral a más del 50% (Black & Moran, 1991; Cameron *et al.,* 1991; Johnson & Babcock, 1994; Houk *et al*., 2007), por lo que muchos estudios se han enfocado en las causas de sus dramáticos incrementos poblacionales.

El estatus taxonómico de *Acanthaster* en el Pacífico Oriental no es claro, existiendo al menos tres propuestas: *A. ellisii* (Gray 1840), *A. ellisii pseudoplanci* (Caso 1962) o *A. planci* (Linnaeus 1758). Para algunos autores la estrella "corona de espinas" es considerada como *A. planci* en sus trabajos en el Golfo de California (Cintra-Buenrostro, 2001; Reyes-Bonilla *et al.,* 2005; Solís-Marín *et al.*, 2005; González-Medina *et al*., 2006; Herrero-Pérezrul *et al.*, 2008; Holguin-Quiñones *et al.,* 2008; Luna-Salguero & Reyes-Bonilla, 2010), mientras que para otros debe ser tratada como una especie diferente, *A. ellisii* (Caso, 1962; Dana & Wolfson, 1970; Barham *et al.*, 1973; Brusca, 1980).

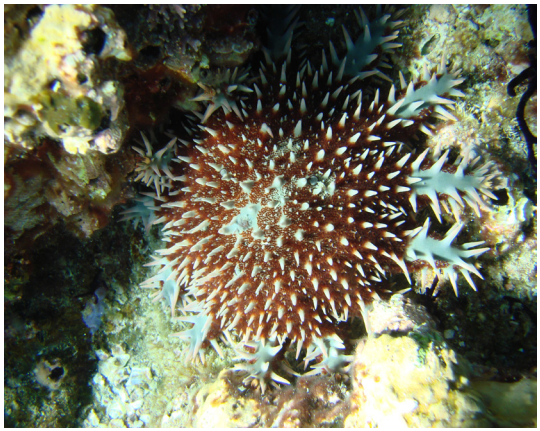

Figura 1. La estrella de mar "corona de espinas" *Acanthaster planci* en Los Islotes, Isla Espíritu Santo.

Existe poca información referente a *A. planci* a lo largo de la costa oeste de México. En el Golfo de California sus poblaciones se extienden a través de 483 km a lo largo de la costa occidental, desde punta Santa Inés (27° N) hasta Los Frailes al sur de la península (23° 22' N), mientras que en la costa oriental se han encontrado ejemplares en San Carlos al norte de Guaymas (27° N) y en el Farallón San Ignacio (25° N) (Barham *et al*., 1973). Para el Golfo de California no contamos con trabajos recientes enfocados en esta estrella de mar, y los que existen corresponden a trabajos que nos describen su distribución y abundancia de manera puntual. Por lo tanto el propósito de este estudio será describir su variación espacio-temporal en el suroeste del Golfo de California.

Justificación

La depredación sobre los corales escleractíneos por el asteroideo *A. planci* en el Indo-Pacífico ha sido ampliamente documentada. Sin embargo, en el Pacífico Oriental no se cuentan con estudios actualizados. Por sus hábitos alimentarios *A. planci* tiene el potencial de modificar la estructura de la comunidad de coral, pudiendo repercutir así sobre la abundancia de muchas especies de importancia ecológica y comercial. El alcance del presente trabajo radica en la generación de información acerca de la variación espacio-temporal de las densidades de *A. planci* en el Sureste del Golfo de California. Esta información servirá como línea base para evaluar en futuros estudios la evolución de un regulador de las comunidades arrecífales.

Material y métodos

Se analizaron dos bases de datos de censos de la estrella "corona de espinas". Una con censos realizados desde enero de 2005 a octubre de 2009 en seis sitios de Bahía de Loreto (25° 35' 18.41" y 26° 07' 48.72" N y 110° 45' 00" y 111° 21' 08.67" W) y cuatro sitios de Bahía de La Paz (24° 06' y 24° 47' N y 110° 18' y 110° 45' W). Los censos en Bahía de Loreto se desarrollaron en los meses de enero (excepto durante 2009), abril, julio y octubre en los sitios denominados El Cardón, La Choya,

Las Palmas, El Submarino, La Biznaga y El Candelero (Figura 2). Los censos en Bahía de La Paz se desarrollaron en los meses de febrero, junio y septiembre de los años 2005 y 2009; enero, abril, julio y octubre de 2006 y 2007; y enero, abril, julio y noviembre del 2008 en los sitios denominados San Gabriel, Punta Diablo, El Portugués, y el arrecife San Lorenzo en el canal del mismo nombre (Figura 2). Para cada localidad se efectuaron cinco replicas dando un total de 570 censos para bahía de Loreto y 540 censos para bahía de La Paz equivalentes a 277.5 m^2 (Balart Páez *et al.,* 2010).

Los censos se realizaron por medio de buceo autónomo utilizando cuadrantes de 0.5 x 0.5 m dispuestos sobre un transecto de 10 m lineales a una profundidad entre 3 a 7 m contabilizando las estrellas alternativamente, en un cuadrante a la derecha o a la izquierda de la línea del transecto (Balart Páez & Ortega Rubio, 2004). La otra base de datos de censos de estrellas utilizada correspondió a sitios localizados en el complejo Insular Espíritu Santo y Cabo Pulmo (Figura 2). Los censos se realizaron en noviembre de 2005; abril, junio y septiembre de 2006; enero, mayo y septiembre de 2007 y 2008; enero de 2009 en los sitios denominados Los Islotes, Las Tijeretas, El Cardonal, La Ballena, El Gallo, Bahía San Gabriel, El Swanny, Punta Lobos, Muellecitos, Las Navajas, Corralito, La Bonanza y El Pailebote en la isla Espíritu Santo. Para cada localidad se efectuaron de 3 a 4 censos utilizando transecto de banda de 25 x 2 m (50m^2 de superficie en cada uno) en dirección paralela a la costa y manteniendo una misma profundidad, registrando a los organismos en un rango de 1 metro a cada lado del transecto. El número total de censos fue de 532 equivalentes a 26,600 m^2.

Los conteos de *A. planci* fueron ordenados en el programa Excel y procesados como número de individuos por m^2 (densidad) por sitio y fecha de muestreo. Las pruebas Kolmogorov-Sminov y Levene determinaron si mostraban normalidad y homocedasticidad. Debido a la gran cantidad de valores igual a cero los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Por lo tanto y con la finalidad de conocer si existían diferencias significativas con respecto a la abundancia entre localidades, entre sitios de muestreo y entre los años de estudio, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, y para determinar dichas diferencias se aplicó la prueba *a posteriori* de Dunn.

Se analizó la posible relación entre la densidad de *A. planci* con la estructura del hábitat (tipo de fondo), utilizando las coberturas del sustrato coralino, rocoso, arenoso y tapetes algales de una base de datos de octubre de 2005 correspondientes a 12 sitios (Punta diablo, El Portugués y Canal de San Lorenzo en Bahía de La Paz, y El Cardón, La Choya, Las Palmas, La Biznaga, El Submarino, y Punta Candelero en Bahía de Loreto) mediante un análisis de regresión. Este mismo tipo de análisis se aplicó para detectar una posible relación entre la densidad promedio anual y la temperatura (°C) de Bahía de Loreto y Bahía de La Paz, utilizando los valores promedio anuales de la temperatura, la temperatura máxima y la mínima. La base de datos de temperatura fue proporcionada por Pacheco-Ayub & Bautista-Moreno (2008). Dichos análisis se realizaron en el programa Statistica (versión 6.0) y la prueba a posteriori de Dunn en el programa Graphpad Prism (versión 5).

Figura 2. Sitios de muestreo en Bahía de Loreto (izq.) (tomado de Mazariegos-Villareal, 2010); Bahía de la Paz (centro) y complejo insular Espíritu Santo (der.), BCS.

Resultados

Durante el estudio se contaron en total 482 organismos de *A. planci*, 373 en Bahía de La Paz, 109 en Bahía de Loreto y en Cabo Pulmo no se registraron ejemplares. La ausencia de registros en Cabo Pulmo haría inadecuado el uso de los análisis estadísticos, razón por la cual fue omitida ésta localidad. La densidad de *A. planci* por censo fluctuó entre cero y 1.6 ind/m^2, siendo este último valor el más alto registrado (en un transecto en 2005 en Bahía de Loreto) pero el valor promedio general fue de 0.02 ± 0.001 ind/m^2. De acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis la densidad de *A. planci* no mostró diferencia significativa entre las localidades ($KW_{1, 1642} = 0.573$, $p = 0.448$), aunque la densidad fue ligeramente mayor en Bahía de Loreto (0.038 ± 0.004 ind/m^2) que en Bahía de La Paz (0.010 ± 0.001 ind/m^2).

La densidad anual tuvo un valor promedio general de 0.020 ± 0.001 ind/m^2. La más alta se presentó en 2007 (0.024 ± 0.003 ind/m^2), seguidos de 2005 (0.022 ± 0.007 ind/m^2) y 2006 (0.020 ± 0.003 ind/m^2), siendo 2008 (0.015 ± 0.002 ind/m^2) y 2009 (0.016 ± 0.004 ind/m^2) los años con las densidades más bajas (Tabla 1). La prueba de Kruskal-Wallis señaló diferencias entre los años ($KW_{4, 1642} = 20.50$, $p = 0.004$), siendo 2007 diferente de 2008 y 2009. La densidad por sitio obtuvo los valores más altos en La Biznaga (0.090 ± 0.015 ind/m^2) y Los Islotes (0.036 ± 0.006 ind/m^2). La menor densidad ocurrió en Bahía de La Paz en La Bonanza (0.001 ± 0.0008 ind/m^2), seguido de Punta Diablo (0.002 ± 0.002 ind/m^2) y el Corralito (0.002 ± 0.0009 ind/m^2) (Figura 3). Se encontraron diferencias significativas ($KW_{21, 1642} = 274.99$, $p = 0.000$) siendo La Biznaga, Los Islotes y Tijeritas los sitios con mayor densidad.

La densidad y la estructura del hábitat no presentaron relaciones significativas (Tabla 2). La baja densidad de *A. planci* y el hecho que los datos de estructura de hábitat fueron elaborados en una sola campaña (octubre de 2005) pudieron influir en el análisis. Por otra parte, se detectó una asociación negativa en el patrón general de la densidad y la temperatura. No se evidenciaron relaciones significativas entre las temperaturas mínimas y máximas con la densidad. El mejor ajuste obtenido fue con la temperatura medial anual (Tabla 2; Figura 4), evidenciado preferencia por las temperaturas entre 22° y 24.5°C.

Tabla 1. Densidad poblacional (ind/m^2, promedio ± error típico) de la estrella de mar *A. planci* observadas en el estudio. *n* = número de transectos realizados por localidad y año de estudio.

Año	Bahía de La Paz (*n* = 1072)	Bahía de Loreto (*n* = 570)	Total (*n* = 1642)
Densidad promedio	0.010 ± 0.001	0.038 ± 0.004	0.020 ± 0.001
2005	0.004 ± 0.002	0.043 ± 0.015	0.022 ± 0.007
2006	0.015 ± 0.003	0.031 ± 0.007	0.020 ± 0.003
2007	0.012 ± 0.002	0.053 ± 0.009	0.024 ± 0.003
2008	0.007 ± 0.001	0.035 ± 0.008	0.015 ± 0.002
2009	0.011 ± 0.004	0.024 ± 0.008	0.016 ± 0.004

Tabla 2. Valores de los coeficientes de determinación (r^2) y significancia estadística (p) obtenidos en el análisis de la relación entre densidad (ind/m^2) y estructura de hábitat (n = 60) y entre densidad y temperatura (n = 1642).

Sustrato	r^2	p	Temperatura	r^2	P
Coralino	0.0110	0.7456	Máxima	0.428	0.078
Rocoso	0.1985	0.1416	Media	0.772	0.004
Tapete	0.0003	0.9577	Mínima	0.113	0.414
Arenoso	0.1517	0.2107			

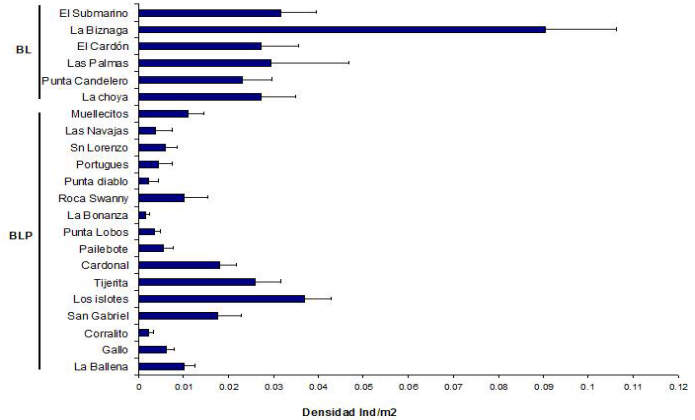

Figura 3. Densidad promedio ± error típico de *A. planci* en los sitios de estudio. BL = Bahía de Loreto y BLP = Bahía de La Paz.

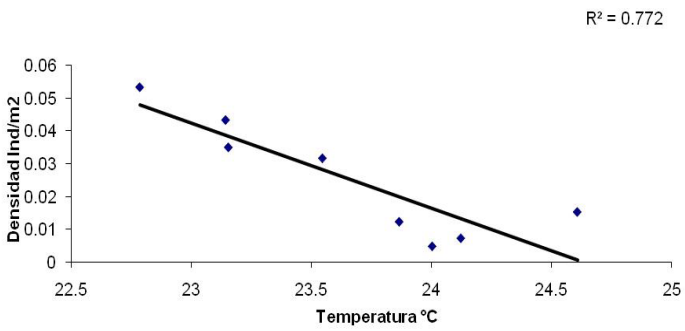

Figura 4. Relación entre la densidad promedio anual y la temperatura media anual en Bahía de La Paz y Bahía de Loreto, BCS.

Discusión

En este trabajo se observó una densidad promedio de *A. planci* de 0.02 ± 0.001 ind/m^2. Estos valores son bajos comparados con los reportados para otras estrellas de mar, por ejemplo 1.139 ind/m^2 para *Phataria unifascialis* y 0.248 ind/m^2 para *Pentaceraster cumingi* en Bahía de Loreto (Cervantes-Gutiérrez, 2011). No obstante, los datos de este estudio concuerdan con el registro histórico para la especie. Bajas densidades han sido registradas desde los años 70 en el Golfo de California. Barham *et al.* (1973) observaron una densidad promedio de 0.005 ind/m^2 para el Golfo de California, caso similar al de Dana & Wolfson (1970) quienes encontraron una densidad promedio de 0.0045 ind/m^2 en tres islas de Bahía de La Paz, BCS (Isla San José, San Francisco y Espíritu Santo). Reyes-Bonilla *et al.* (2005) estimaron una densidad promedio de 0.004 ind/m^2 en cuatro localidades del margen occidental del Golfo de California (Bahía de Los Ángeles, Santa Rosalía, Loreto y La Paz), mientras que Herrero-Pérezrul *et al.* (2008) en tres islas del sur del Golfo de California (Isla San José, Espíritu Santo y Cerralvo) registró una densidad promedio de 0.022 ± 0.0016 ind/m^2.

El trabajo más reciente de Luna-Salguero & Reyes-Bonilla (2010) reporta una densidad de 0.0078 ind/m^2 en Loreto y Ligüi. Estas cifras son similares a lo encontrado en el Pacifico Occidental, donde la densidad poblacional normal

de adultos de *A. planci* es del orden de 0.006 ind/m^2 (Krupa & Reeves, 2004). La causa de estos bajos valores es desconocida, pero es posible que el reclutamiento local sea atenuado por un limitado suministro larval, un bajo tiempo de residencia sobre el arrecife o una extrema mortalidad larval por enfermedad o depredación (Zann *et al*., 1987; Moran, 1997).

En Cabo Pulmo, a pesar de ser la zona con mayor abundancia de corales hermatípicos de la costa del Pacífico Oriental Tropical y el único del Golfo de California (Reyes-Bonilla & Calderón-Aguilera, 1999; CONANP, 2006), no se encontró ningún ejemplar de *A. planci*. Barham *et al.* (1973) no observaron ejemplares de esta estrella en 18 horas de buceo. Faulkner (en Barham *et al.,* 1973) observó 4 ejemplares en total en varias visitas realizadas entre 1968 y 1969. Reyes-Bonilla & Calderón-Aguilera (1999) encontraron 4 ejemplares en 21,000 m^2 de área total muestreada. Posiblemente al ser una Área Natural Protegida (CONANP, 2006), presenta una alta cantidad de peces carnívoros de las familias Labridae, Balistidae, Haemulidae y Diodontidae, dando lugar a altos niveles de depredación y baja riqueza de asteroideos (Luna-Salguero, 2010).

Otro factor que explique la ausencia de la estrella puede ser la alta velocidad de las corrientes en la boca del Golfo y al posible poco tiempo de residencia del agua en la Bahía. Es factible que muchas de las larvas producidas localmente en Cabo Pulmo, salgan y consecuentemente, la población se reduzca (Reyes-Bonilla, 1993). Además, las larvas y juveniles de *Acanthaster* son susceptibles de sufrir mortalidades masivas por enfermedades o depredación de peces, langostas u otros invertebrados (Glynn, 1984; Zahn *et al.,* 1987). Estudios previos han indicado que las densidades poblacionales de los asteroideos son constantes e independientes de la temporada del año a lo largo del Golfo de California (Reyes-Bonilla *et al*., 2005; Herrero Pérezrul *et al*., 2008), posiblemente debido a que son organismos de tiempo de vida largo y reclutamiento relativamente constante (Luna-Salguero & Reyes-Bonilla, 2010).

Aunado a lo anterior, en el Golfo de California *A. planci* presenta un prolongado tiempo de desove, por lo que los productos sexuales son arrojados en porciones a diferentes tiempos (Dana & Wolfson, 1970). En contraste, los resultados obtenidos

indicaron que la densidad de *A. planci* no se mantuvo estable temporalmente, siendo los años 2008 y 2009 los que obtuvieron los valores de densidad más bajos. Una explicación a este suceso puede ser el decremento de temperatura registrado a principios de 2008. Hernández *et al.* (2010) señalan que entre febrero y abril de 2008, en el suroeste del Golfo de California se registró un decremento anómalo en la temperatura superficial del mar de 1.8°C por debajo del promedio registrado en los últimos 25 años, provocando el blanqueamiento de hasta el 90% de coral en Bahía de Loreto y Bahía de La Paz, afectando a organismos asociados a ellos. En el caso de los asteroideos, los cambios en la temperatura afectan la actividad locomotora, alimentación y las tasas metabólicas y, aún más importante, disminuye severamente su desempeño reproductivo (Cintra-Buenrostro *et al.*, 2005).

La distribución de *A planci* debiera ser afectada por la distribución del coral (Park, 2008). Herrero-Pérezrul *et al.* (2008) mencionan que en las islas del sur del Golfo de California esta estrella es comúnmente observada en sustratos rocosos alimentándose de briozoarios y octocorales, ya que en esta zona la cobertura coralina es muy baja (Reyes-Bonilla & López-Pérez, 1998). En éste estudio no se encontraron relaciones significativas de la densidad de *A. planci* con el sustrato, pero ello puede deberse al bajo número de estrellas encontradas durante el estudio en los censos de octubre de 2005 (fecha en que se midió la cobertura de los fondos), por lo que cualquier patrón existente es estadísticamente indetectable con el tamaño de muestra empleado en la investigación. La falta de poder estadístico de una muestra de tamaño pequeño es una posible causa de la falta de significancia estadística (Park, 2008). Es importante señalar que Bahía de Loreto tiene menor cobertura de coral que Bahía de La Paz, y como consecuencia, es posible que las estrella se encuentren más aglomeradas debido a la disponibilidad de alimento; caso contrario sucedería en Bahía de La Paz, ya que al haber mayor cobertura de coral, la estrella tendría más espacio y alimento a su disposición, por lo que su densidad registrada es menor.

La temperatura ha sido considerada como un determinante directo en la distribución de numerosos taxa animales y vegetales, ya que tiene efectos directos sobre la fisiología y reproducción de los organismos y en el caso de asteroideos afectan su actividad locomotora, alimentación y tasas metabólicas

y aún más importante disminuye severamente su desempeño reproductivo (Cintra-Buenrostro *et al.,* 2005). De acuerdo a nuestro estudio, se encontró una relación negativa (entre 22° y 24.5°C), lo que significa que a menor temperatura superficial, mayor es el número de organismos. Johnson & Babcock (1994) mencionan que *A. planci* en el arrecife Davies (18° 50' S) en Australia produce larvas normales de bipinaria a 22.3° y 21°C, lo cual está por debajo de la temperatura de tolerancia, y además mencionan que hay evidencia de un incremento de los números de *A. planci* en la isla Lord Howe a una temperatura de 24°C, y que en otros sitios de aguas más frías hay poblaciones de *A. planci* relativamente estables. Morgan & Cowles (1996) mencionan que en Bahía de Loreto durante el periodo de temperaturas bajas (17°C temperatura superficial del agua de invierno) la actividad de *P. unifascialis* se mantiene constante, pero decae abruptamente a los 14°C.

Referencias

Balart Páez, E.F. & A. Ortega Rubio. 2004. *Proyecto CT001: Programa de monitoreo de la restauración del arrecife coralino afectado por el Buque Tanque Lázaro Cárdenas II, y de las comunidades arrecifales de la región del Parque de Loreto, Baja California Sur. Primer informe de actividades para CONABIO*. CIBNOR, La Paz, México, 52 p.

Balart Páez, E.F., H. Reyes Bonilla, J.A. De León González, E. Serviere Zaragoza, L.G. Hernández Moreno, R. Cabral Tena, A. Mazariegos & A. Ortega Rubio. 2010. *Proyecto CT001: Programa de monitoreo de la restauración del arrecife coralino afectado por el Buque Tanque Lázaro Cárdenas II, y de las comunidades arrecifales de la región del Parque de Loreto, Baja California Sur. Informe Final para CONABIO*. CIBNOR, La Paz, México, 84 p.

Barham, E.G., R.W. Gowdy & F.H. Wolfson. 1973. *Acanthaster* (Echinodermata, Asteroidea) in the Gulf of California. *Fish. Bull.*, 71 (4): 922–942.

Black, K.P. & P.J. Moran. 1991. Influence of hydrodynamics on the passive dispersal and initial recruitment of larvae of *Acanthaster planci* (Echinodermata: Asteroidea) on the Great Barrier Reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 69: 55–65.

Brusca, R.C. 1980. *Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California*.

University of Arizona Press, Tucson, 320 p.

Cameron, A.M., R. Endean & L.M. De Vantier. 1991. Predation on massive corals: are devastating population outbreaks of *Acanthaster planci* novel events? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 75: 251–258.

Caso, M.A. 1962. Estudios sobre astéridos de México. Observaciones sobre especies Pacíficas del genero *Acanthaster* y descripción de una subespecie nueva, *Acanthaster ellisii pseudoplanci*. *Anales del Instituto de Biología UNAM*, 32(1,2): 313–331.

Cervantes-Gutiérrez, F. 2011. *Estructura comunitaria de asteroideos (Echinodermata: Asteroidea) en Bahía de Loreto, Baja California, Sur, México*. Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 87 p.

Cintra-Buenrostro, C.E. 2001. Los Asteroideos (Echinodermata: Asteroidea) de aguas someras del Golfo de California, México. *Oceánides,* 16: 49–90.

Cintra-Buenrostro, C.E., H. Reyes-Bonilla & M.D. Herrero-Pérezrul. 2005. Oceanographic conditions and diversity of sea stars (Echinodermata: Asteroidea) in the Gulf of California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 53(3): 245–261.

CONANP. 2006. *Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Cabo Pulmo*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México, D.F., 128 p.

Dana, T. & A. Wolfson. 1970. Eastern Pacific crown-of-thorns starfish populations in the lower Gulf of California. *San Diego Soc. Nat. Hist. Trans.*, 16(4): 83–90.

Glynn, P.W. 1984. An amphinomid worm predator of the crown of thorns sea star and general predation on asteroids in eastern and western Pacific coral reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 35: 54–71.

González-Medina, F.J., O.E. Holguín-Quiñones & G. De la Cruz-Agüero. 2006. Variación espaciotemporal de algunos macroinvertebrados (Gasterópoda, Bivalvia y Echinodermata) de fondos someros del Archipiélago Espíritu Santo, Baja California Sur, México. *Cienc. Mar.,* 32: 33–44.

Hernández, L., H. Reyes-Bonilla & E.F. Balart. 2010. Efecto del blanqueamiento del coral por baja temperatura en los crustáceos decápodos asociados a arrecifes del suroeste del Golfo de California. *Rev. Mex. Biodiv.*, 81: 113–119.

Herrero-Pérezrul, M.D., H. Reyes-Bonilla, A. González-Azcárraga, C.E. Cintra-Buenrostro & A. Rojas-Sierra. 2008. Equinodermos, 339-357. En: Danemann, G.D. & E. Ezcurra (Eds.) *Bahía de Los Ángeles: Recursos Naturales*

y Comunidad: Línea Base 2007. SEMARNAT/INE/PRONATURA Noroeste/ San Diego Natural History Museum, México, D.F., 740 p.

Holguin-Quiñones, O.E., F. González-Medina, F. Solís-Marín & E.F. Félix-Pico. 2008. Variación espacio-temporal de Scleractinia, Gorgonacea, Gastropoda, Bivalvia, Cephalopoda, Asteroidea, Echinoidea y Holothuroidea, de fondos someros de la isla San José, Golfo de California. *Rev. Biol. Trop.*, 56 (3): 1189–1199.

Houk, P., S. Bograd & R.V. Woesik. 2007. The transition zone chlorophyll front can trigger *Acanthaster planci* outbreaks in the Pacific Ocean: historical confirmation. *J. Oceanogr.,* 63: 149–154.

Johnson, L.G. & R.C. Babcock. 1994. Temperature and the larval ecology of the crown-of-thorns starfish, *Acanthaster planci*. *Biol. Bull.*, 187(3): 304–308.

Krupa, J. & C. Reeves. 2004. *Acanthaster planci population survey on the North coast of Moorea, French Polynesia*. BIO162 2004, University of California, Santa Cruz, 14 p.

Luna-Salguero, B.M. 2010. *Estructura comunitaria y trófica de las estrellas de mar (Echinodermata: Asteroidea) en arrecifes coralinos y rocosos del Golfo de California y Pacífico tropical Mexicano.* Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 84 p.

Luna-Salguero, B.M. & H. Reyes-Bonilla. 2010. Estructura comunitaria y trófica de las estrellas de mar (Echinodermata: Asteroidea) en arrecifes rocosos de Loreto, Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 20(2): 127–134.

Mazariegos-Villareal, A. 2010. Variabilidad espacial y temporal de macroalgas en arrecifes rocosos de Bahía de Loreto, México. Tesis de maestría. UABCS, La Paz, 85 p.

Moran, P.J. 1997. *Crown of thorns starfish questions and answers*. Australian Institute of Marine Sciencies. Australia. Consultado el 4 de Marzo de 2011. http://www.aims.gov.au/pages/reflib/cot-starfish/pages/cot-000.html

Morgan, M.B. & D.L. Cowles. 1996. The effects of temperature on the behaviour and physiology of *Phataria unifascialis* (Gray) (Echinodermata, Asteroidea). Implications for the species distribution in the Gulf of California, México. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 208: 13–27.

Narváez, K. & F.A. Zapata. 2010. First record and impact of the crown-of-thorns starfish, *Acanthaster planci* (Spinulosida: Acanthasteridae) on corals of

Malpelo Island, Colombian Pacific. *Rev. Biol. Trop.*, 58: 139–143.

Pacheco-Ayub, C.A. & J.J. Bautista-Romero. 2008. *Optimal Interpolation Sea Surface Temperature* – CD (Ver. 2.0). CIBNOR, La Paz, México.

Park, A. 2008. *Effects of marine protected areas on the population of Acanthaster planci in Moorea, French Polynesia*. UCB Moorea Class: Biology and Geomorphology of Tropical Islands, Berkeley Natural History Museum, Berkeley, 8 p.

Pratchett, M.S. 2007. Feeding preferences of *Acanthaster planci* (Echinodermata: Asteroidea) under controlled conditions of food availability. *Pac. Sci.*, 61: 113–120.

Reyes-Bonilla, H. 1993. *Estructura de la comunidad, influencia de la depredación y biología poblacional de corales hermatípicos en el arrecife de Cabo Pulmo, Baja California Sur.* Tesis de maestría. CICESE, Ensenada, 169 p.

Reyes-Bonilla, H. & A. López-Pérez. 1998. Biogeografía de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico de México. *Cienc. Mar.,* 24(2): 211–224

Reyes-Bonilla, H. & L.E. Calderón-Aguilera. 1999. Populations density, distribution and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California, México. *Mar. Ecol.*, 20(3-4): 347–357.

Reyes-Bonilla, H., A. González-Azcárraga & A. Rojas-Sierra. 2005. Estructura de las asociaciones de las estrellas de mar (Asteroidea) en arrecifes rocosos del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 53(3): 233–244.

Solís-Marín, F.A., A. Laguarda-Figueras, A. Durán-González, C. Gust-Ahearn & J. Torres-Vega. 2005. Equinodermos (Echinodermata) del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 53(3): 123–137.

Zann, L., J. Brodie, C. Berryman & M. Naqasima. 1987. Recruitment, ecology, growth and behavior of juvenile *Acanthaster planci* (L.) (Echinodermata: Asteroidea). *Bull. Marine Sci.*, 41(2): 561–575.

Capítulo 10

Estructura comunitaria de asteroideos (Echinodermata: Asteroidea) en Bahía de Loreto

F a b i á n
Cervantes-Gutiérrez

UABCS
Becario del proyecto 83339

Resumen

Los Asteroideos son componentes importantes dentro del ecosistema marino debido a que son depredadores de las comunidades bentónicas Existen varios estudios sobre asteroideos pero poco de ellos incluyen el análisis temporal y ninguno las variaciones interanuales de la estructura comunitaria en el Golfo de California. El objetivo de este estudio fue describir y analizar la estructura comunitaria de los Asteroideos en Bahía de Loreto desde enero de 2005 hasta octubre de 2009 en seis sitios localizados en las islas Coronado, Carmen, Danzante, y un par de islotes. Para la caracterización de la comunidad de asteroideos se estimaron diferentes descriptores e índices así como análisis de agrupamiento y escalamiento multidimensional (NMDS). Los análisis comparativos indicaron que el año 2009, el mes de octubre, y los sitios de Las Palmas (I. Carmen) y el Cardón (I. Coronados) son los que poseen los valores más bajos. Las especies más abundantes fueron *Phataria unifascialis*, *Pentaceraster cumingi* y *Pharia pyramidatus*. Los valores del estrés en el NMDS indican que no hay tendencia en el acomodo de los sitios, existiendo homogeneidad espacial. La mayoría de las especies fueron más abundantes a temperaturas medias (22°C aprox.) y la estructura de hábitat fue un buen predictor de la abundancia y la riqueza o diversidad por sitio, siendo significativo el sustrato coralino y otros cnidarios sésiles.

Palabras clave: estrellas de mar, ecología de comunidades, arrecifes rocosos, Golfo de California

The community structure of the starfish (Echinodermata: Asteroidea) in Bahía de Loreto, Baja California Sur

Abstract

Asteroids are important components in the marine ecosystems because they are predators in benthic communities. There are several studies of asteroids, but few include temporal analysis and none has described interannual variations in the Gulf of California community structure. The aim of this study was to describe and analyze the community structure of asteroids in Bahía de Loreto at six sites located in Coronado, Carmen, and Danzantes islands, and a pair of islets from January 2005 to October 2009. To characterize the asteroid community were estimated different rates and cluster analyses and multidimensional scaling (NMDS); then compared time and space communities. The results showed that Las Palmas (I. Carmen) and Cardon (I. Coronados) sites at the month of October 2009 had the lowest values. The most abundant species were Phataria unifascialis, Pharia cumingi, and Pentaceraster pyramidatus. Stress values in NMDS indicate no trend in site arrangement. Most species were more abundant at medium temperatures (22°C approx.), and habitat structure was a good predictor of abundance and richness or diversity per site, where coral substrate and other sessile cnidarians were significant.

Keywords: starfish, ecology of communities, rocky reefs, Gulf of California

Introducción

Las estrellas de mar son organismos pertenecientes a la Clase Asteroidea dentro del Phylum Echinodermata. Se caracterizan por presentar forma estelar y simetría pentarradial. Son organismos de ambientes bentónicos distribuidos desde los primeros metros de profundidad, en donde son muy diversos, hasta las profundidades de los océanos, donde su diversidad y abundancia es más reducida (Brusca, 1990). Los asteroideos o estrellas de mar son componentes del ecosistema marino, y un grupo de gran importancia debido a la función reguladora de las comunidades bentónicas tanto tropicales como subtropicales. Desempeñan un papel importante dentro de la cadena trófica, como ramoneadores de algas y depredadores de pólipos de corales, bivalvos, y crustáceos. Ellos son depredados por algunos peces miembros de la familia Serranidae como la cabrilla *Paralabrax maculatofasciatus* (Brusca, 1980; Brusca, 1990; Solís-Marín *et al*., 1993; Caso, 1994; Lluch-Cota, 1995; Cintra-Buenrostro *et al.*, 1998).

Dentro de la Región Panámica, los asteroideos son un grupo importante en cuanto a biodiversidad. En la costa occidental mexicana muestran ser numerosos en géneros y familias, presentando 50 especies para la zona del Pacífico Mexicano y 44 para el Golfo de California (Solís-Marín *et al.*, 2005; Honey-Escandón *et al.,* 2008). Algunas de las especies que se encuentran con mayor frecuencia, tanto en la costa occidental y oriental del Golfo de California son: *Phataria unifascialis, Pentaceraster cumingi* y *Pharia pyramidatus* (Solís-Marín *et al.*, 2005; Honey-Escandón *et al.,* 2008). Se han realizado varios estudios ecológicos de asteroideos en el Pacífico Oriental Tropical, principalmente en las últimas dos décadas. Sin embargo, aún se sabe poco sobre las asociaciones de estrellas de mar en los arrecifes coralinos y rocosos de México (Reyes-Bonilla *et al.*, 2005; Herrero-Pérezrul *et al.*, 2008; Ríos-Jara *et al.* 2008). Aparentemente la estructura de la comunidad es muy homogénea en la región del Golfo de California y se ha reportado que las especies *Phataria unifascialis* y *Pharia pyramidatus* son las más abundantes (Caso *et al.*, 1996; Holguín-Quiñones *et al.,* 2008; Ríos-Jara *et al.*, 2008). Algunos autores han mencionado que existe menor diversidad de estrellas de mar en arrecifes coralinos comparados con arrecifes rocosos (Reyes-Bonilla, 1995; Benítez-Villalobos, 2001; Zamorano & Leyte-Morales, 2005).

Los trabajos mencionados ofrecen una perspectiva de la fauna de asteroideos en el Pacífico, dirigidos principalmente hacia taxonomía y sistemática del grupo, y algunos otros hacia su ecología (Barham *et al.,* 1973; Caso *et al.,* 1996; Morgan & Cowles, 1996; Cintra-Buenrostro, 2001). Aspectos de su distribución geográfica son ofrecidos por los trabajos de Solís-Marín *et al.* (1997, 2005), Reyes-Bonilla *et al*. (2005) y Herrero-Pérezrul *et al.* (2008). En México, escasos trabajos abordan la estructura comunitaria de estrellas de mar, estando limitados temporal o espacialmente (*p. ej*., Reyes Bonilla *et al.* 2005; González-Medina *et al.,* 2006). En este proyecto se analizó la estructura comunitaria de estrellas de mar en varios sitios de Bahía de Loreto a partir de cinco años de muestreo. El objetivo central fue determinar si había variaciones interanuales en el patrón general, establecer el patrón estacional e intentar determinar en qué grado la variación de la densidad se relaciona con la temperatura (variación estacional) y el tipo de fondo (variación espacial).

Justificación

El estudio de la estructura comunitaria de asteroideos, así como su variación a lo largo del tiempo permite darnos idea de cómo son esos cambios en la comunidad bentónica arrecifal. Debido a la insuficiencia de estudios ecológicos sobre la estructura comunitaria de los asteroideos que traten dimensiones espaciales (variabilidad entre localidades) y temporales (variabilidad entre meses y/o años) sin limitarse a un solo factor, surge la necesidad de este trabajo. Es necesario considerar que Bahía de Loreto, a pesar de ser un área natural protegida, empieza a sufrir modificaciones en el sector turístico, como son el aumento de edificaciones, cambio de uso de suelo y mayor presencia de embarcaciones. Secundariamente, el sector pesquero deportivo y artesanal genera afectaciones de manera directa o indirecta. Lo anterior puede incidir en la disminución severa de las especies reguladoras, como las estrellas de mar, con serias consecuencias en los arrecifes. Razones que en conjunto hacen necesaria la creación de una línea base que permita evaluar el cambio en un futuro cercano y a largo plazo, y discernir si las medidas de protección son las adecuadas o, de ser conveniente, realizar la reestructuración de las mismas.

Material y métodos

Loreto se localiza en el estado de Baja California Sur, entre la latitud 25° 12' 15" y 26° 33' 11" N y la longitud 110° 55" 15' y 111° 46" 22' W, en la porción central occidental del Golfo de California. La Bahía cuenta con una superficie de 4,311 km^2 En esta zona se asienta el Parque Nacional Bahía de Loreto (DOF, 1996) con una superficie de 206,581 ha, de las cuales el 89% corresponde a la superficie marina y el restante a superficie insular. La Bahía de Loreto presenta gran diversidad de ambientes costeros, con fondos rocosos, arenosos, playas, cañones submarinos y terrazas marinas, lo cual ha favorecido la permanencia de poblaciones de especies marinas de las provincias biogeográficas tanto de la Región Panámica (tropical) como de la Región Californiana (templada) (Carabias Lillo *et al.*, 2000).

El presente estudio se realizó a partir de datos generados en seis sitios arrecifales, dentro del Parque Nacional Bahía de Loreto, en áreas insulares. Los sitios son El Cardón (Isla Coronado), La Choya y Las Palmas (I. Carmen), La Biznaga y El Submarino (I. Danzantes) y el islote Candelero. Se documentaron cuantitativamente las especies mediante censos visuales subacuáticos utilizando equipo de buceo autónomo. Para la cuantificación de especies se utilizaron cuadrantes de 0.5 x 0.5 m acomodados sobre un transecto de 10 metros lineales a una profundidad de entre 3 y 7 m, contabilizando alternativamente a la derecha y luego a la izquierda de la línea del transecto (Balart & Ortega, 2004). Los datos fueron registraron y las especies identificadas mediante los criterios de Brusca (1980), Caso (1992) y Hickman (1998). Los censos se realizaron de enero de 2005 a octubre de 2009, cuatro veces por año (enero, abril, julio y octubre), con excepción de enero de 2009. Los censos se realizaron con cinco réplicas en cada sitio, dando un total de 30 transectos por cada monitoreo, 120 transectos por año y 570 transectos totales.

Se calculó la densidad (ind/m^2), la riqueza específica (S), diversidad de Shannon-Wiener en base 10 (H'), equidad de Pielou (J') y distintividad taxonómica (Δ^*). Luego se realizaron comparaciones entre años, por mes y por sitio para determinar la variabilidad de la estructura comunitaria. La caracterización de las especies se hizo con el análisis de Olmstead-Tukey, el cual utiliza la frecuencia de

ocurrencia (FO) y la densidad (D) de cada especie, catalogando a las especies en dominantes (D y FO arriba de la media aritmética del total de especies); frecuentes (D abajo de la media aritmética y FO arriba de la media); comunes (D arriba de la media aritmética y FO abajo de la media) y raras (D y FO abajo de la media). Finalmente, se hizo un análisis de similitud mediante análisis de agrupamiento (cluster) y multidimensionales (NMDS) con el programa Primer v.6 (Clarke & Gorley, 2006).

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa Statistica v.8. A las matrices de datos ordenados se les aplicaron pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas. Como los datos no presentaron una distribución normal ni fueron homoscedásticos, se procedió a aplicar pruebas no paramétricas como la de Kruskal-Wallis para establecer si hay diferencias entre los índices, ya sea por año, por temporada y por localidad. Por último, se analizó la relación de la densidad de asteroideos con la temperatura y la estructura de hábitat (tipo de fondo) utilizando una base de datos con los porcentajes de cobertura del sustrato coralino, rocoso, arenoso, tapetes algales, etc. (Balart Páez & Ortega Rubio, 2004).

Resultados

Se registraron en total 4,701 asteroideos pertenecientes a 11 especies distribuidas en 8 familias. La especie *Phataria unifascialis* fue la especie más abundante (69% del total) y la más frecuente (86% de los transectos), junto con *Pentaceraster cumingi* y *Pharia pyramidatus* (Figura 1).

Comparación entre años

La riqueza promedio fue de 2.16 ± 0.05 especies/ transecto. La prueba de Kruskal-Wallis señaló diferencias significativas ($KW_{4,570} = 28.27793$, $p < 0.0001$), teniendo el año 2009 el valor más bajo y diferente de todos (Figura 2). La densidad fluctuó entre 0 y 7.4 ind/transecto. La prueba de Kruskal-Wallis señaló diferencias significativas ($KW_{4,570} = 43.10496$, $p < 0.0001$), y la prueba *a posteriori* mostró que las diferencias se dan en el 2009 con los demás años (Figura 2). La diversidad (H')

promedio por transecto fue de 0.22 ± 0.008 decits/ind encontrándose diferencias significativas entre los años ($KW_{4,570}$ = 19.48411, p = 0.0006). Las diferencias ocurrieron entre 2005 y 2009, y 2007 con 2008 ($p < 0.05$), pero no con respecto a 2006 (p = 0.129) (Figura 2). El valor promedio del índice de uniformidad (J') presentó diferencias significativas ($KW_{4,570}$ = 11.86886, p = 0.0184) y la prueba *a posteriori* demostró que éstas se dieron entre 2009 y 2008 (p = 0.014) (Figura 2). El índice de distintividad taxonómica (Δ+) fue de 38.307 ± 1.185. La prueba de Kruskal-Wallis señaló diferencias significativas ($KW_{4,570}$ = 24.96, p = 0.0001) y la prueba *a posteriori* indicó que éstas ocurren entre 2009, el valor más bajo, con respecto a los demás años ($p < 0.05$) (Figura 2).

Comparación entre meses

La riqueza promedio (Figura 3) declinó de valor a medida que transcurre el año, siendo más alta en enero (2.4 ± 0.11 spp/transecto). La prueba de Kruskal-Wallis señaló diferencias significativas entre los meses

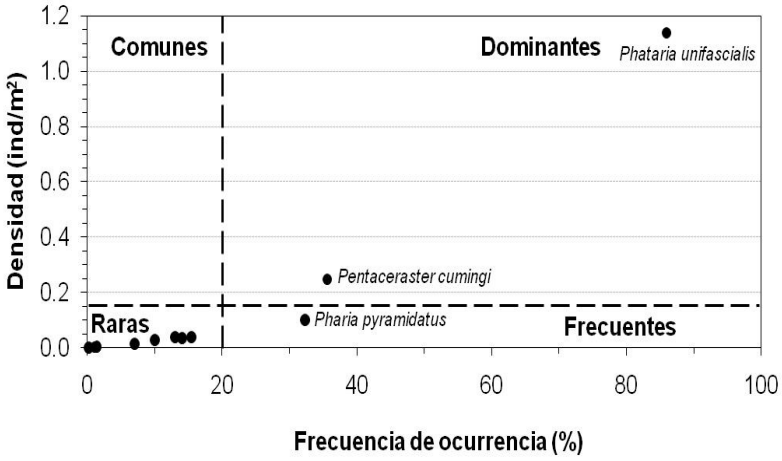

Figura 1. Clasificación de las especies de estrellas de mar en los arrecifes de Bahía de Loreto, BCS, según la prueba de Olmstead-Tukey modificada utilizando la densidad promedio (D, ind/5 m^2) de las especies y la frecuencia de ocurrencia (FO, %) por transecto. Especies dominantes: D > 0.15, FO > 20; especies frecuentes: D < 0.15, O > 20; especies comunes: D > 0.15, FO < 20; especies raras: D < 0.15 y FO < 20.

($KW_{3,570}$=27.45,p<0.01);laprueba*aposteriori*mostróquelasdiferenciasfueronconel mesdeoctubre(p<0.005).Ladensidadpromedio(Figura3)tambiéndecreciódeenero (20.9 ± 0.12 ind/50 m^2) a octubre (10.3 ± 0.09 ind/50 m^2), encontrándose diferencias significativas entre los meses ($KW_{3,570}$ = 76.74, p < 0.01; el análisis *a posteriori* mostró que estas ocurrieron en octubre. Los valores más altos de diversidad (H') ocurrieron en enero y abril, con 0.238 ± 0.016 y 0.243 ± 0.015 decits/ind respectivamente, y el más bajo en octubre con 0.17 ± 0.02 decits/ind (Figura 3).

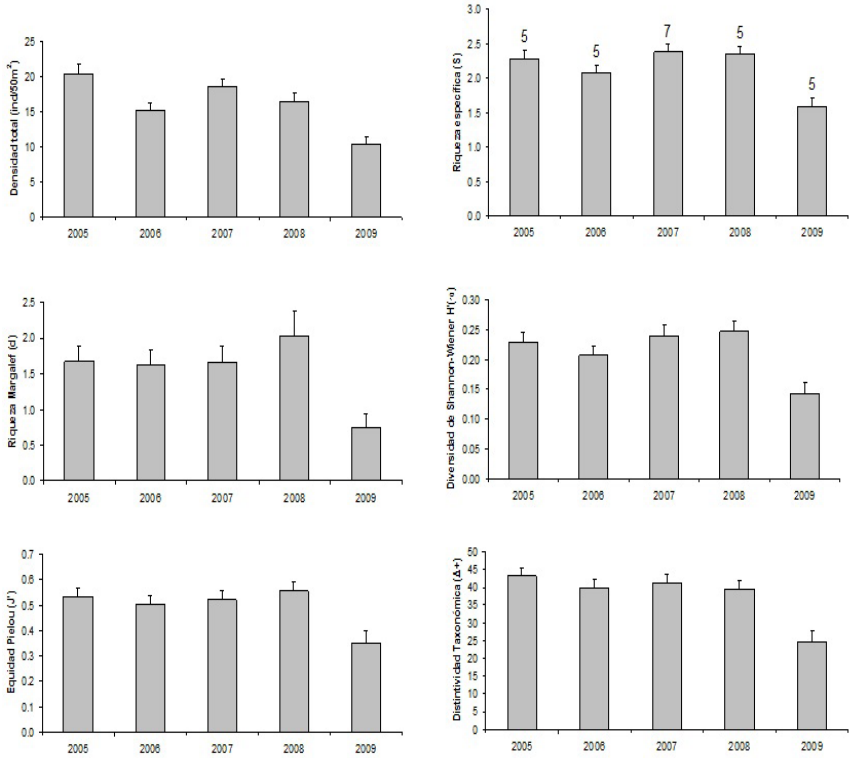

Figura 2. Indices interanuales de los censos en Bahía de Loreto, BCS.

La prueba de Kruskal-Wallis señaló diferencias significativas entre meses ($KW_{3,570}$ = 13.36, p = 0.0039). El análisis *a posteriori* indica que las diferencias ocurren entre octubre y los meses de enero y abril, pero no así con julio (p = 0.2). Los valores más altos de uniformidad (J') se registraron en los meses de enero y abril, con un valor de 0.539 ± 0.032 y 0.545 ± 0.030 respectivamente, y el más bajo en octubre (0.041 ± 0.04) (Figura 3). El análisis de Kruskal-Wallis no mostró diferencia alguna entre los índices promedio ($KW_{3,570}$ = 5.63, p = 0.13). El índice de distintividad taxonómica (Δ+) osciló entre 44.94 ± 2.52, el valor más alto, registrado en el mes de enero. El valor más bajo 28.30 ± 2.36, correspondió a octubre (Figura 3) El análisis de Kruskal-Wallis mostró diferencia entre los meses ($KW_{3,570}$ = 27.67, p < 0.001). La prueba *a posteriori* indicó que las diferencias ocurrieron entre octubre y los demás meses.

Comparación entre sitios

Los sitios con la riqueza promedio más alta fueron la Biznaga, Candelero y Submarino, con 2.67 ± 0.13, 2.66 ± 0.14 y 2.63 ± 0.12 especies por transecto respectivamente (Figura 4). De acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis si hubo diferencias significativas entre sitios ($KW_{5,570}$ = 150.92, p < 0.001). La prueba *a posteriori* mostró que Las Palmas y El Cardón presentaron diferencias significativas con La Choya, Candelero, Biznaga y Submarino (p < 0.001). La densidad promedio por sitio por transecto fue mayor en Choya y Submarino (24.6 ± 0.16 ind/50 m^2 y 24.6 ±0.14 ind/50 m^2, respectivamente). Fueron observadas diferencias significativas entre sitios ($KW_{5,570}$ = 112.43, p < 0.001) y la prueba *a posteriori* indicó que ellas ocurrieron entre los sitios Choya y Submarino con los demás sitios.

El índice de diversidad (H') por sitio varió entre 0.32 ± 0.02 decits/ind, presente en Biznaga y Candelero y 0.07 ± 0.01 decits/ind observado en Palmas; el análisis mostró diferencias significativas entre sitios ($KW_{5,570}$ = 161.9106, p < 0.001) y la prueba *a posteriori* indicó que las diferencias fueron entre Cardón y Las Palmas (similares entre sí por su baja riqueza) con los demás sitios (Figura 4). El índice de equidad (J') por sitio varió entre 0.69 ± 0.04, presente en Biznaga y 0.22 ± 0.04 registrado en Palmas. Fueron encontradas diferencias significativas ($KW_{5,570}$ = 121.2, p < 0.001), la prueba *a posteriori* indica que estas diferencias

se hallaron entre Cardón y Palmas (valores bajos) con respecto a los demás sitios (Figura 4). Los valores más bajos de distintividad taxonómica (Δ+) se encontraron en Palmas y Cardón (17.28 ± 2.71 y 21.12 ± 2.92, respectivamente), los más altos fluctuaron entre 48.36 ± 2.15 (Submarino) y 47.15 ± 2.55 (Candelero) (Figura 4). El análisis de Kruskal-Wallis señaló diferencias significativas entre sitios ($KW_{5,570}$ = 106.85, p = 0.000), la prueba *a posteriori* mostró que las diferencias fueron entre Cardón y Palmas (valores bajos) con respecto a los demás.

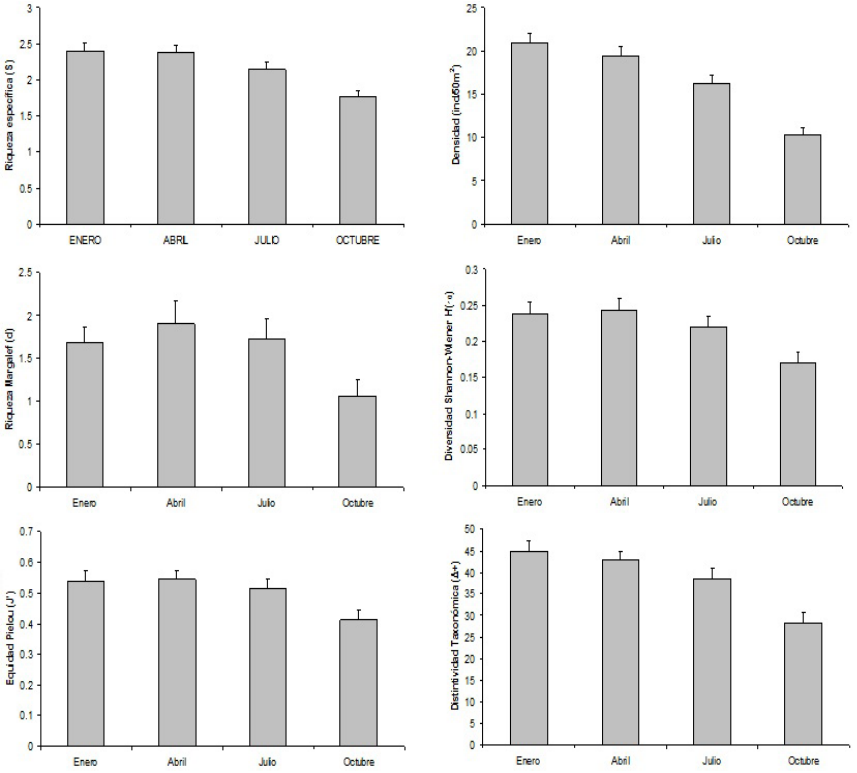

Figura 3. Indices por mes de muestreo en Bahía de Loreto, BCS.

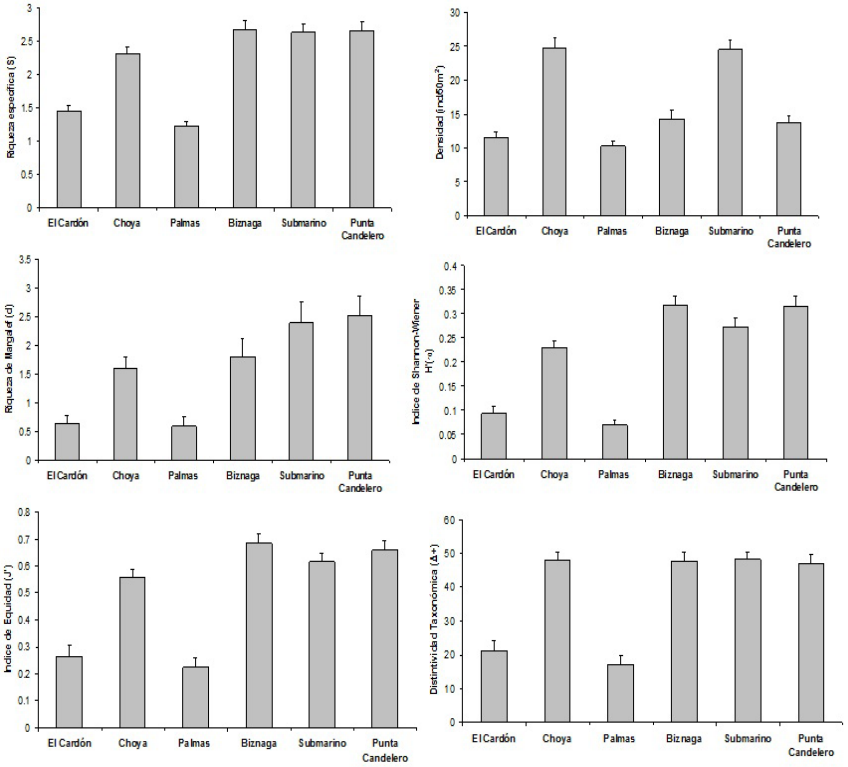

Figura 4. Indices ecológicos por sitio de muestreo en Bahía de Loreto, BCS.

Análisis multivariado

Los análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) interanual, por mes y por sitio no mostraron un arreglo definido (Figura 5), lo cual demuestra una distribución homogénea de los valores de los muestreos, sin agrupamientos definidos por año, mes y sitio. Además, el valor en el nivel de estrés no es significativo en ninguno de los tres casos (stress: 0.2) (Figura 5). Para la elaboración de los análisis de agrupación (dendrogramas) se empleó la base de datos que contenía el promedio de las cinco réplicas. El análisis de agrupamiento por año no muestra una separación, ya que hay gran similitud (de casi el 90%) aunque 2005 y 2007 son más similares aún (Figura 6). El análisis por mes muestra una similitud sobre el 80%, alcanzando casi un 90% de similitud los meses de

enero y abril (Figura 6). Entre sitios hay una similitud del 70%, agrupándose la Choya y el Submarino, y Candelero con Biznaga, siendo los sitios más someros arenosos los más diferentes (Palmas y Cardón).

Relación entre la temperatura y la densidad por transecto

El promedio mensual de temperatura superficial del agua en Bahía de Loreto mostró un ajuste lineal negativo ($r^2 = 0.4592$) pero significativo ($p = 0.0014$) con la densidad promedio mensual (agrupando los valores de los transectos de todos los sitios). A mayor temperatura la densidad promedio decrece, al menos en el intervalo de 18-29°C. Si se aplica un modelo polinomial, la curva de ajuste sugiere que densidades mayores ocurren alrededor de los 22°C, decreciendo la densidad con el aumento y disminución de la temperatura. El ajuste logrado al utilizar la temperatura del mes anterior al de muestreo también fue regular y significativo, pero no así con la temperatura media anual, máxima, o mínima.

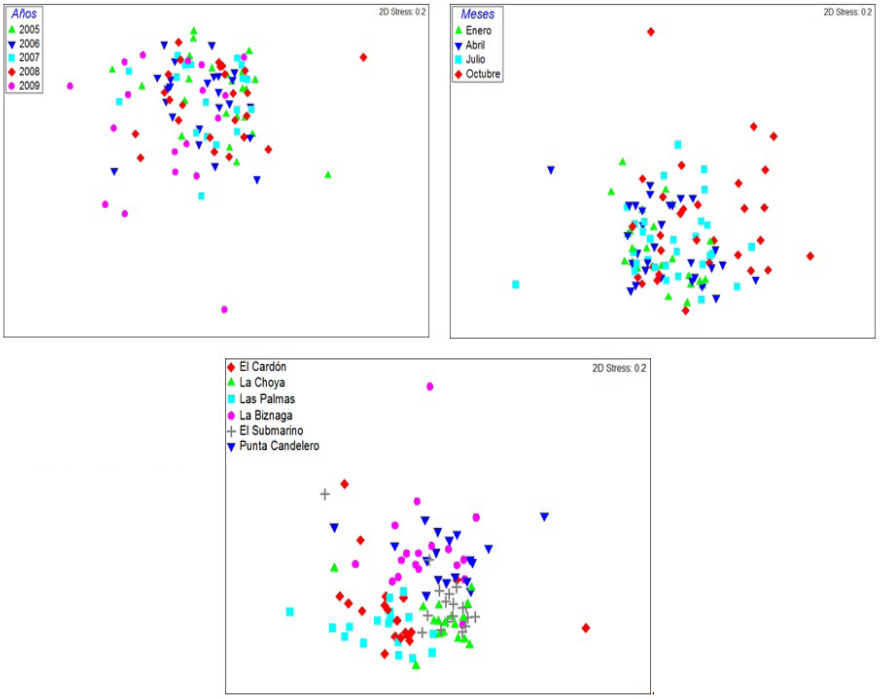

Figura 5. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) interanual, por mes y por sitio.

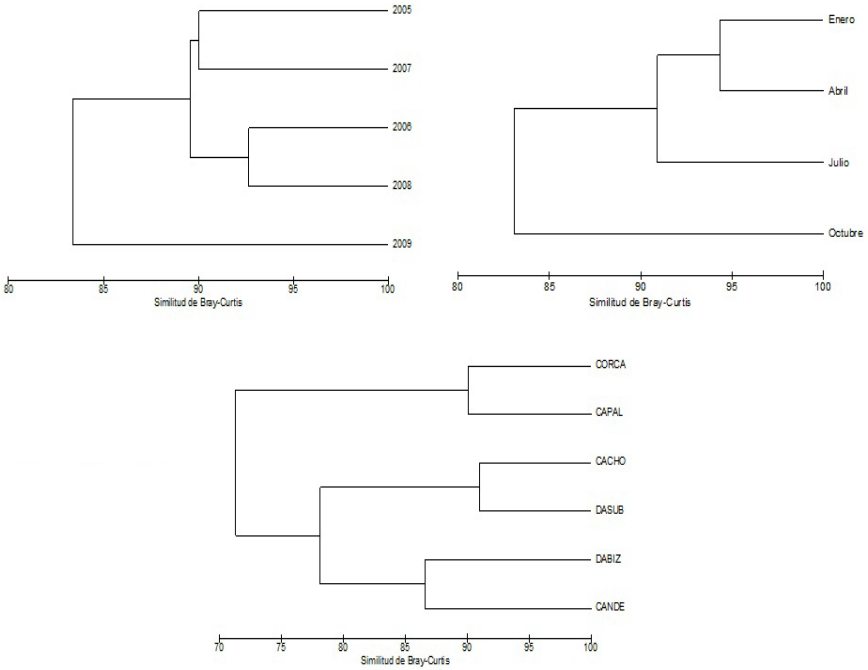

Figura 6. Análisis de agrupamiento por año, mes y sitio de muestreo.

Relación entre la estructura de hábitat y la densidad de organismos

La densidad promedio por sitio mostró un ajuste lineal positivo, relacionándose significativamente a fondos con presencia de "otros cnidarios" (anémonas, corales blandos, briozoarios) y con corales escleractinios vivos (*Porites* spp., *Pocillopora* spp.). El sitio con mayor cobertura de corales pétreos (3.1%) y blandos (14.9%) fue el Submarino comparado con La Choya (1%). El Cardón registró gran porcentaje de anémonas y otros anthozoarios (2.2%). Tipos de sustrato dominantes como los tapetes algales (28.8-63.0%) dispuestos sobre rocas, o sustratos arenosos (16.1-33.6%) y la presencia de otros invertebrados (balanos, poliquetos) y roca descubierta no tuvieron relación significativa con la densidad de las estrellas.

Discusión

En el estudio se observaron 11 especies pertenecientes a 8 familias de Asteroidea. Para el Golfo de California se tienen registradas 44 especies de estrellas de mar, de las cuales 24 se distribuyen en el sur. Al menos 23 de las especies, principalmente de la familia Luidiidae, Astropectinidae, Solasteridae y Brisingidae habitan al sur de los 24° N, pero en sustratos arenosos o a profundidades mayores a los 20 m, es decir, fuera del ámbito de revisión del presente estudio (Reyes-Bonilla *et al.*, 2005). De este modo, considerando que en el estudio se encontraron al menos la mitad de las especies potenciales a ser observadas, se puede aseverar que los censos fueron eficientes y que los patrones detectados en el estudio deben ser robustos. Otros estudios, como el de Holguín-Quiñones *et al.* (2000) reportaron 12 especies para Bahía de Loreto, mientras que Reyes-Bonilla *et al.* (2005) y Luna-Salguero & Reyes-Bonilla (2010) reportaron nueve especies.

El análisis de Olmstead-Tukey mostró que la especie dominante fue *P. unifascialis* seguida por *P. cumingi y P. pyramidatus*. Estos resultados concuerdan con lo descrito en los estudios de Holguín-Quiñones *et al.* (2000), Luna-Salguero & Reyes-Bonilla (2010) para la Bahía de Loreto y con las observaciones de Reyes-Bonilla *et al.* (2005), González-Medina *et al.* (2006) y Herrero-Pérezrul *et al.* (2008) en otras áreas del Golfo de California. Los análisis comparativos de todos los descriptores comunitarios señalaron al año 2009 con diferencias significativas con los otros años, ya que tuvo los valores más bajos. Hernández *et al.* (2010) registraron un decremento anómalo en la temperatura superficial entre febrero y abril de 2008 de 1.8°C por debajo del promedio registrado en los últimos 7 años en el sur del Golfo de California.

Este enfriamiento de las masas de agua costeras provocó un blanqueamiento en los corales al menos en las Bahías de Loreto y La Paz, afectando a los organismos asociados a ellos (Hernández *et al.,* 2010). Se puede suponer entonces que la baja de temperatura registrada así como el tiempo de exposición pudieron afectar a estos organismos, ya que Cintra-Buenrostro *et al.* (2005) mencionan que los

cambios en la temperatura afectan la actividad locomotora, la alimentación, la tasa metabólica y aún más importante, disminuye severamente el desempeño reproductivo de los asteroideos. Asimismo, Morgan & Cowles (1996), en su estudio realizado en Bahía de Loreto y Bahía de los Ángeles, encontraron que la actividad de *P. unifascialis* permanece relativamente constante a temperaturas de 17°C (característica de Loreto), pero decae abruptamente a los 14°C (característica de Bahía de los Ángeles), siendo mayor la densidad de *P. unifascialis* en Loreto, lo cual sugiere que la temperatura pudo haber sido un factor que afectó a los asteroideos durante el 2008 pero se reflejo en los indicadores comunitarios de 2009.

Los análisis entre meses muestran poca variación excepto con el mes de octubre, lo cual puede ser atribuido a que este mes ocurre el cambio (quiebre) en la temperatura superficial del agua, la cual empieza a disminuir. Las diferencias de los descriptores comunitarios entre sitios no fueron notorias. El Cardón y Palmas fueron los más diferentes, quizás porque presentan mayores porcentajes de arena y son mas someros (Robles, 1985). Todos los análisis arriba mencionados fueron corroborados por los análisis de ordenación. Lo más notable de la comunidad de estrellas de mar de los arrecifes de Loreto es su gran homogeneidad tanto espacial, estacional como interanualmente. Conclusiones similares fueron alcanzadas por Reyes-Bonilla *et al.* (2005) en sitios del margen occidental del Golfo de California, que fueron notablemente estables en su composición y estructura. Por su parte Herrero-Pérezrul (2008) indica que la estructura comunitaria de equinodermos es relativamente homogénea y dominada por asteroideos.

Referencias

Balart, E.F. & A. Ortega Rubio. 2004. *Proyecto CT001: Programa de monitoreo de la restauración del arrecife coralino afectado por el Buque Tanque Lázaro Cárdenas II, y de las comunidades arrecifales de la región del Parque de Loreto, Baja California Sur. Primer informe de actividades para CONABIO*. CIBNOR, La Paz, México, 52 p.

Barham, E.G., R.W. Gowdy & F.H. Wolfson. 1973. *Acanthaster* (Echinodermata, Asteroidea) in the Gulf of California. *Fish. Bull.*, 71: 927–942.

Benítez-Villalobos, F. 2001. Comparación de la comunidad de equinodermos asociada a arrecifes en dos sitios de las Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Ciencia y Mar*, 5: 31–36.

Brusca, R.C. 1980. *Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California*. University of Arizona Press, Tucson, 513 p.

Brusca, R.C. & G.J. Brusca. 1990. *Invertebrates*. Sinnaeur Associates, Sunderland, 922 p.

Carabias Lillo, J., J. de la Maza Elvira, D. Gutiérrez Carbonell, M. Gómez Cruz & B. Bermúdez Almada. 2000. *Programa de Manejo Parque Nacional Bahía de Loreto. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas*. CONANP, México, D.F., 185 p.

Caso, M.E. 1992. Los equinodermos (Asteroideos, Ofiuroideos y Equinoideos) de Bahía de Mazatlán, Sinaloa. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México (Publ. Esp.)*, 124 p.

Caso, M.E. 1994. Estudio morfológico, taxonómico, ecológico y distribución geográfica de los asteroideos colectados durante las campañas oceanográficas Cortés 1, 2, 3. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 12: 1–111.

Caso, M.E., A. Laguarda-Figueras, F.A. Solís-Marín, A. Ortega-Salas & A. De la Luz Durán-González. 1996. Contribución al conocimiento de la ecología de las comunidades de equinodermos de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 22: 101–119.

Cintra-Buenrostro, C.E. H. Reyes Bonilla & O. Arizpe Covarrubias. 1998. Los equinodermos (Echinodermata) del arrecife de Cabo Pulmo, Pacífico de México. *Rev. Biol. Trop.*, 46: 341–344.

Cintra-Buenrostro, C.E. 2001. Los Asteroideos (Echinodermata: Asteroidea) de aguas someras del Golfo de California, México. *Oceánides*, 16: 49–90.

Cintra-Buenrostro, C.E., H. Reyes-Bonilla & M.D. Herrero-Pérezrul. 2005. Oceanographic conditions and diversity of sea stars (Echinodermata: Asteroidea) in the Gulf of California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 53(3): 245–261.

Clarke, K.R. & R.N. Gorley. 2006. *Primer v6: User Manual/Tutorial*. Primer-E, Plymouth, 189 p.

DOF. 1996. *Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de parque marino nacional, la zona conocida como Bahía de Loreto, ubicada*

frente a las costas del municipio de Loreto, estado de Baja California Sur, con una superficie de 11,987-87-50 hectáreas. Diario Oficial de la Federación, 19 de Julio de 1996.

González Medina, F.J., O.E. Holguín-Quiñones & G. De la Cruz-Agüero. 2006. Variación espacio-temporal de algunos macroinvertebrados (Gastropoda, Bivalvia y Echinodermata) de fondos someros del Archipiélago Espíritu Santo, Baja California Sur, México. *Cienc. Mar.*, 32: 33–44.

Hernández, L., H. Reyes-Bonilla & E.F. Balart-Páez. 2010. Efecto del blanqueamiento del coral por baja temperatura en los crustáceos decápodos asociados a arrecifes del suroeste del Golfo de California. *Rev. Mex. Biodivers*., 81: 113–119.

Herrero-Pérezrul, M.D. 2008. Diversity and abundance of reef macro invertebrates (Mollusca; Echinodermata) in the southern Gulf of California, México. *Proc. 11th Int. Coral Reef Symp., Ft. Lauderdale, Florida*, 2: 1350–1354.

Herrero-Pérezrul, M.D., H. Reyes-Bonilla, A. González-Azcárraga, C.E. Cintra-Buenrostro & A. Rojas-Sierra. 2008. Equinodermos, 339–357. En: Danemann, G.D. & E. Ezcurra (Eds.) *Bahía de Los Ángeles: Recursos Naturales y Comunidad: Línea Base 2007*. SEMARNAT/INE/PRONATURA Noroeste/ San Diego Natural History Museum, México D.F., 740 p.

Hickman, C.P. 1998. *A Field Guide to Sea Stars and Other Echinoderms of Galapagos*. Sugar Spring, Lexington, 83 p.

Holguín-Quiñones, O., H. Wright-López & F.A. Solís-Marín. 2000. Asteroidea, Echinoidea y Holothuroidea en fondos someros de la Bahía de Loreto, BCS. México. *Rev. Biol. Trop.*, 48: 749–757.

Holguín-Quiñones, O.E., F.J. González-Medina, F. Solís-Marín & E.F. Félix-Pico. 2008. Variación espacio-temporal de Scleractina, Gorgonacea, Gastropoda, Bivalvia, Cephalopoda, Asteroidea, Echinoidea y Holoturoidea, de fondos someros de la Isla San José, Golfo de California. México. *Rev. Biol. Trop.*, 56(3): 1189–1199.

Honey-Escandón, M., F.A. Solís-Marín & A. Laguarda-Figueras. 2008. Equinodermos (Echinodermata) del Pacífico Mexicano. *Rev. Biol. Trop.*, 56(3): 57–73.

Lluch Cota, D.B. 1995. *Aspectos reproductivos de la cabrilla arenera Paralabrax maculatofasciatus (Pisces: Serranidae) en Bahía Magdalena-Almejas, Baja*

California Sur, México. Tesis de maestría. CICIMAR, La Paz, 174 p.

Luna Salguero, B.M. & H. Reyes Bonilla. 2010. Estructura comunitaria y trófica de las estrellas de mar (Echinodermata: Asteroidea) en arrecifes rocosos de Loreto, Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 20(2): 127–134.

Morgan, M.B. & D.L. Cowles. 1996. The effects of temperature on the behaviour and physiology of *Phataria unifascialis* (Gray) (Echinodermata, Asteroidea). Implications for the species distribution in the Gulf of California, México. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 208: 13–27.

Reyes Bonilla, H. 1995. Asteroidea and Echinoidea (Echinodermata) from Isla San Benedicto, Revillagigedo Archipelago, México. *Rev. Invest. Cient. UABCS*, 6: 29–38.

Reyes Bonilla, H., A. González Azcárraga & A. Rojas Sierra. 2005. Estructura de las asociaciones de las estrellas de mar (Asteroidea) en arrecifes rocosos del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 53(3): 233–244.

Ríos-Jara, E., C.M. Galván-Villa & F.A. Solís-Marín. 2008. Equinodermos del arque Nacional Isla Isabel, Nayarit, México. *Rev. Méx. Biodiver.*, 79: 131–141.

Robles, G.S. 1985. *Estudio Geográfico del estado de Baja California Sur*. Dirección de Cultura, Gobierno del Estado de Baja California Sur, México, 203 p.

Solís Marín, F.A., M.D. Herrero-Pérezrul, A. Laguarda-Figueras & J. Torres-Vega. 1993. Asteroideos y Equinoideos de México (Echinodermata), 91–105. En: Salazar-Vallejo, S.I. & N.E. González (Eds.) *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO/CIQRO, México, 865 p.

Solís-Marín, F.A., H. Reyes Bonilla, M.D. Herrero-Pérezrul, O. Arizpe Cobarrubias & A. Laguarda-Figueras. 1997. Sistemática y distribución de los equinodermos de la Bahía de La Paz. *Cienc. Mar.*, 23(2): 249–263.

Solís-Marín, F.A., A. Laguarda-Figueras, A. Durán-González, C. Gust Ahearn & J. Torres Vega. 2005. Equinodermos (Echinodermata) del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 53(3): 123–137.

Zamorano, P. & G.E. Leyte Morales. 2005. Cambios en la diversidad de equinodermos asociados al arrecife coralino en La Entrega, Oaxaca, México. *Ciencia y Mar*, 9(27): 19–28.

Capítulo 11

Variación estacional, contenido energético y biomarcadores lipídicos –ácidos grasos– de la comunidad planctónica de Balandra, Baja California Sur en un ciclo anual

Nayeli Pedroza-Martínez

UMAR
Becaria del proyecto 83339

Resumen

La estructura trófica de una comunidad puede identificarse a través de las rutas de obtención de energía, vía autotrofía y/o heterotrofía. El número y la complejidad de las interacciones entre las especies que la componen determinan directamente su estabilidad. Con el propósito de evaluar tanto la calidad nutricia del plancton durante un ciclo anual en Bahía Balandra, BCS así como determinar la salud del ecosistema en función de la presencia de biomarcadores lipídicos tipo ácidos grasos, se realizaron colectas mensuales durante un año mediante arrastres superficiales con redes de 20, 64 y 333 μM de apertura en dos sitios costeros, uno expuesto (Hongo) y otro interno (Poza). La calidad nutricia y el contenido energético de la comunidad se determinaron mediante la cuantificación de proteínas, carbohidratos y lípidos; la salud del ecosistema, por la cantidad de DHA (ácido docosahexaenoico, C220:6 ω-3) y EPA (ácido eicosapentaenoico, C20:5 ω-3). La comunidad se describió mediante los índices de dominancia simple, Shannon-Wiener y Pielou. Se encontraron diferencias en términos de la composición de la comunidad en donde las diatomeas, copépodos y tintínidos se presentaron como grupos dominantes. Estos estudios confirmaron el carácter indicador del plancton para evaluar la calidad nutricional y salud del ecosistema.

Palabras clave: biomarcadores, ácidos grasos, contenido energético, plancton, Balandra

Seasonal variability, energetic content, and fatty acids as biomarkers in the plankton community of Balandra, Baja California Sur

Abstract

The trophic structure of a community can be identified through the means the organisms obtain energy, by autotrophy and/or heterotrophic pathways. The number and complexity of the interactions between the species that constituted the community are directly related with its stability. With the purpose of evaluating the nutritional quality of the ecosystem plankton and health in Bahía Balandra during an annual cycle, superficial samples of plankton with 20, 64 and 333 µM mesh nets in two coastal places, one exposed (Hongo) and the other, internal (Poza) were collected. The nutritional quality and the energy content of the community were calculated through protein, carbohydrate, and lipid content. The ecosystem health was determined through fatty acid trophic markers (FATM) in function of the amount of DHA (docosahexaenoic acid, C22:6 ω -3) and EPA (eicosapentaenoic acid, C20:5 ω -3). The plankton community was described by the simple dominance of Shannon-Wiener and Pielou. Differences were found in the community composition where diatoms and copepods were the dominant groups. This study confirmed that plankton can be used as nutritional quality indicator and then as ecosystem health indicator.

Keywords: biomarkers, fatty acids, energetic content, plankton, Balandra

Introducción

El estudio de la biodiversidad y función de los ecosistemas se ha enfocado en entender los mecanismos que gobiernan la relación entre ambos. El interés en el manejo y conservación de la biodiversidad (ecosistema-especies-material genético) requiere descubrir indicadores que arrojen información que pueda ser utilizada en el seguimiento y valoración ambiental de la salud del ecosistema, postulando que la presencia de biomarcadores tipo ácidos grasos que se conservan a través de la cadena trófica es un indicador valioso de las características de un ecosistema (Parrish *et al*., 2000; Picado *et al*., 2007; Semeniuck *et al*., 2007). La estructura trófica de una comunidad puede identificarse a través de las rutas de obtención de energía, ya sea vía autotrofía y/o heterotrofía. El número y la complejidad de las interacciones entre las especies que la componen determinan directamente su estabilidad. Cuanto mayor es la complejidad de la red alimenticia, la comunidad tiende a ser más estable, por lo tanto, una alta diversidad de especies es por lo general una comunidad muy estable. Los efectos a nivel de los productores primarios necesariamente repercuten en toda la comunidad planctónica y en las especies consumidoras que dependen de ella, afectando la producción biológica y pesquera de los ecosistemas marinos. Un cambio en la biodiversidad del océano, provoca que el plancton responda de diversas maneras a las diferentes condiciones ambientales en las que se encuentra, siendo una de estas respuestas el cambio bioquímico a nivel intracelular (Reuss & Poulsen, 2002).

La composición química del plancton es fundamental para la estimación de la producción secundaria de ecosistemas acuáticos, ya que aporta información sobre el flujo de materia y energía (Bergé & Barnathan, 2005). Para la evaluación de la composición química, tres son los metabolitos mejor estudiados que determinan el contenido energético en los flujos de energía de un ecosistema, estos son: proteínas, carbohidratos y lípidos. El contenido energético se deriva a partir de la composición proximal de estos metabolitos. En el plancton, el equivalente de energía de las proteínas (23 kJ g^{-1}), carbohidratos (17.2 kJ g^{-1}) y lípidos (39.4 kJ g^{-1}), permiten realizar su cálculo aproximado. En estas comunidades, las proteínas representan entre el 40 y 50% de materia orgánica, seguido por los lípidos; los carbohidratos generalmente equivalen a menos del 15%.

A diferencia de las proteínas y carbohidratos, los lípidos constituyen una parte significativa del flujo total de carbono a través de los niveles tróficos, además de proporcionar flotabilidad debido a su menor densidad en comparación con el agua de mar, por lo que, muchas especies del plancton incorporan grandes cantidades de lípidos para permanecer suspendidas en el agua y así conservar la energía. Dentro de los lípidos, los ácidos grasos son los constituyentes mayoritarios de todos los organismos. Debido a su gran diversidad y en algunos casos origen único de plantas (organismos fotosintéticos) y animales, se han utilizado en distintos campos de la investigación, extendiéndose ampliamente desde la nutrición animal, metabolismo, estudios de interacciones tróficas y salud de los ecosistemas (Bergé & Barnathan, 2005; Torres-Ruiz *et al*., 2007).

Por mantenerse de manera conservativa a través de la cadena trófica, ciertos ácidos grasos, pueden utilizarse como marcadores biológicos y como indicadores de la dieta general de los ecosistemas marinos, empleándose como herramienta potencial para trazar e identificar redes tróficas (Parrish *et al*., 2000; Grahl-Nielsen, 2004; Bergé & Barnathan, 2005). Por tal motivo, se pueden encontrar ácidos grasos específicos de organismos del nanoplancton y microplancton, incluyendo bacterias, protozoarios y especies autotróficas y heterótrofas. Se conocen ácidos grasos representativos de grupos de organismos por ejemplo, los ácidos grasos 16:0, 16:1 ω7, 16:4 y 20:5 ω3 son característicos de diatomeas; el 22:6ω3 de flagelados como *Isochrysis* y dinoflagelados; los ácidos grasos 15:0, 17:0 y 16:0 tetrametilo son indicadores de actividad bacteriana; 20:1 y 22:1 se utilizan como indicadores de zooplancton y el 18:2ω6 y 18:3 ω3, de manglar y praderas de pastos (Parrish *et al*., 2000; Bergé & Barnathan, 2005).

Los ácidos grasos esenciales son aquellos que presentan una tasa de síntesis muy baja principalmente en mamíferos, por lo que para suplir las necesidades de requerimiento nutricional, se deben ingerir fuentes ricas en éstos. Los ácidos grasos esenciales son: el ácido linoléico (AL) 18:2ω6, α-linolénico (ALA) 18:3ω3, ácidos araquidónico (ARA) 20:4ω6, eicosapentaenoico (EPA) 20:5ω3 y docosahexaenoico (DHA) 22:6ω3, mismos que se conservan en el paso de un nivel trófico a otro. Considerando las características anteriores, los biomarcadores son compuestos

que pueden ser usados como distintivos o "huellas" de organismos individuales o de grupos de organismos que pueden ser utilizados como trazadores tróficos para definir el origen de estos organismos, así como indicadores de ciertos procesos ambientales. Un marcador biológico útil debe ser sintetizado en los primeros niveles tróficos.

El concepto de "marcadores ácidos grasos de cadena trófica" (*Fatty Acid Trophic Markers*, FATM, por sus siglas en inglés) ha sido aplicado en los sistemas pelágicos marinos (Bergé & Barnathan, 2005). Este surgió a raíz de las observaciones hechas en los productores primarios marinos que eran los que proporcionaban patrones de ácidos grasos "transferidos de manera conservativa" a través de la cadena trófica, y que fue posible reconocer en los consumidores primarios, un ejemplo específico es en los peces (Bergé & Barnathan, 2005). En el presente trabajo abordamos este concepto de ácidos grasos como biomarcador trófico enfatizando en los ácidos grasos ω3: DHA y EPA como característica distintiva de un ecosistema saludable. Como modelo de estudio, seleccionamos dos sitios de la bahía de Balandra, uno expuesto (Hongo) y otro interno (La Poza).

Justificación

La respuesta de los ecosistemas ante el aumento de la presión humana (sobreexplotación o alteración de hábitat) y de la variación climática, son aspectos a considerar prioritarios en programas de manejo y conservación de la biodiversidad. El sistema de Balandra es una zona rodeada de manglares que constituyen áreas de refugio y reproducción de diversas especies de peces. El conocer la productividad que aportan estos sistemas con base en su variación espacio temporal, el flujo de energía de la comunidad planctónica, así como la presencia de biomarcadores lipídicos tipo ácidos grasos, aportará información concerniente a la biodiversidad y al estado de salud del ecosistema. Esta información servirá como base para futuros programas de seguimiento y manejo de los recursos de la zona.

Material y métodos

Muestreos

Se realizaron arrastres horizontales mensuales desde junio de 2009 a julio de 2010 en dos sitios de Balandra, uno expuesto: Hongo (24° 19.536 N; 110° 19.988 W) y otro interno: Poza (24° 19.001 N; 110° 19.437 W) utilizando mallas de fitoplancton de 20 y 64 µm y de zooplancton de 333 µm. Las muestras colectadas se separaron en dos, una parte para la identificación de grupos principales (por taxonomía tradicional) y la otra, para realizar los análisis proximales (proteínas, carbohidratos y lípidos) y perfil de ácidos grasos.

Análisis proximales

Las muestras de plancton colectadas se concentraron por centrifugación a 3000 rpm/15 min/10°C y se lavaron con formato de amonio para eliminar el exceso de sales. Posteriormente se congelaron a -4°C y se liofilizaron. De la biomasa liofilizada una cantidad fue pesada para realizar los análisis proximales y el perfil de ácidos grasos, y otra parte, para determinar el contenido de cenizas y el peso orgánico. El contenido de proteínas se cuantificó por el método de Lowry (Lowry *et al*., 1951) para las muestras liofilizadas de fitoplancton (mallas de 20 y 64 µm) y en el caso de las muestras liofilizadas de zooplancton, por el de Bradford (Bradford, 1976), previa hidrólisis alcalina de la biomasa con NaOH 1 N y elaboración de la curva de calibración con BSA.

El contenido de carbohidratos se determinó hidrolizando las muestras con H_2SO_4 1 M y cuantificando con base en el método propuesto por Dubois *et. al.* (1956) previa elaboración de la curva de calibración utilizando glucosa anhidra. Los lípidos totales se extrajeron partiendo de 5 mg de biomasa liofilizada que se sometió a extracción con la mezcla $CHCl_3$:CH_3OH (Bligh & Dyer, 1959). Del extracto lipídico se tomó un volumen conocido para cuantificar los lípidos por el método de calcinación (Marsh & Weinstein, 1966) utilizando H_2SO_4 concentrado y sometiendo a calentamiento en un horno a 200°C por 15 min, previa elaboración de la curva de calibración con tripalmitina.

Para los ácidos grasos, del extracto de lípidos obtenido, se sometió un volumen conocido de muestra (entre 100 y 200 µL) a derivatización (proceso de metilación del grupo terminal ácido graso –COOH) (Sato & Murata, 1988) mediante la adición de 3 mL de la mezcla de CH_3OH:HCl y se colocó a 85°C durante 2.5 h. Los ácidos grasos metil esterificados se extrajeron con hexano y posteriormente se concentraron en una corriente de nitrógeno gaseoso. 1µL de las muestras se inyectaron en el cromatógrafo de gases espectrómetro de masas (GCMS) HP GD100B. La identificación de los ácidos grasos de las muestras, se hizo por el tiempo de retención y se confirmaron a través de los espectros de masas generados de cada uno de los picos de las muestras. La cuantificación se realizó mediante la elaboración de la curva de calibración con una mezcla comercial de 37 ácidos grasos metil esterificados (SIGMA).

Las cenizas se cuantificaron a partir de un peso conocido de la biomasa liofilizada (Sorokin, 1973), las cuales se colocaron en charolitas de aluminio previamente puestas a peso constante y se introdujeron en una mufla a 490°C por 4 h. Posteriormente, las muestras se colocaron en un desecador al vacío por 2 h y se pesaron en una balanza analítica de 4 dígitos. Las charolitas con las cenizas se introducen en una estufa a 60°C por 2 h y después fueron desecadas al vacío por 2 h volviéndose a pesar hasta lograr el peso constante. Por diferencia de peso de la charolita con la biomasa y la charolita con las cenizas, se determina el porcentaje de cenizas. Como dato importante, dado que las diatomeas son los organismos que han predominado en las muestras de fitoplancton (redes de 20 y 64 µm), las cenizas alcanzan valores entre 50 al 65% del peso de la biomasa. La descripción detallada de los protocolos utilizados para los análisis están descritos en el Manual de Métodos y Herramientas Analíticas de la Biomasa Microalgal (Arredondo-Vega & Voltolina, 2007).

Resultados

Se identificaron 257 organismos en las muestras procedentes de la Poza y 268 en el Hongo, los grupos dominantes para ambos sitios, fueron diatomeas y dinoflagelados (fitoplancton) y por copépodos y tintínidos (zooplancton).

La presencia de estos grupos de organismos se correlacionó exactamente al analizar el perfil de ácidos grasos de las muestras procedentes de los arrastres superficiales. De los 43 ácidos grasos identificados en cada una de las muestras, los biomarcadores de cadena trófica (FATM) que contribuyeron en mayor porcentaje tanto en el Hongo como en la Poza, fueron el DHA-ω3 (entre el 15 y 22% del total de ácidos grasos) y EPA-ω3 (entre el 3 y 15 %); en un porcentaje bajo (entre el 1.5 y 3%) el ácido graso 16:0 tetrametilo, y en cantidades traza (entre el 0.5 y 1.2%), los ácidos grasos 18:2ω6 y 18:3ω3. Dichos marcadores tróficos estuvieron representados por la abundancia de fitoplancton (dinoflagelados y diatomeas) en ambos sitios, así como a la presencia de actividad bacteriana, manglar y pradera de pastos, respectivamente.

El análisis del contenido energético reflejó mayores niveles en el fitoplancton del Hongo que de la Poza (209.2 vs 143.6 J/mg) y en el zooplancton se observó el mismo comportamiento (Hongo = 107.2 vs Poza = 82.9 J/mg). De acuerdo a los resultados obtenidos, el Hongo constituyó el sistema con mayor contenido energético tanto en el fitoplancton como en el zooplancton que con respecto a la Poza.

Discusión

Balandra es una zona de alta productividad que está rodeada de manglares. Constituye el área de reproducción y refugio de diferentes especies de peces. La selección de este sitio por los peces sugiere la presencia de moléculas tipo ácidos grasos que son indispensables para el desarrollo larvario. Estos ácidos grasos que son utilizados como marcadores biológicos, pueden ser "rastreados" desde la base del alimento (Bergé & Barnathan, 2005). El principal ácido graso (DHA ω3) que estuvo en mayor proporción en el Hongo fue representado por la comunidad de dinoflagelados, seguido del EPA ω3 indicadora de presencia de diatomeas, y en menor proporción los ácidos grasos propios de actividad bacteriana, de manglar y de pastos marinos.

En la Poza, aún cuando el DHA ω3 también fue el mayoritario, no presentó el mismo porcentaje que en el Hongo. El haber encontrado tanto el DHA ω3 como el EPA ω3, corrobora que se trata de un sistema es de alta productividad, siendo mayor en el Hongo que para la Poza. Además, la presencia de ambos biomarcadores está relacionada con los grupos dominantes de fitoplancton como son los dinoflagelados y las diatomeas respectivamente (Torres-Ruiz *et al.,* 2007). Por otro lado, dinoflagelados y diatomeas son capaces de soportar ambientes más dinámicos como el encontrado en el Hongo; mientras que para la Poza, aunque se observaron, estos fueron de menor magnitud al ser un sitio con menor dinamismo en cuanto a corrientes y oleaje.

El contenido y la variación en la proporción de los biomarcadores nos dan una idea del flujo energético del ecosistema y aunque no permiten direccionar el mismo, sugieren que existe alguna conexión entre la parte oceánica y el manglar. De igual manera, a medida que hay más DHA ω3 el ecosistema se considera saludable (Picado *et al*., 2007; Torres-Ruiz *et al.*, 2007). Los resultados obtenidos sólo corresponden a un ciclo anual (junio 2009 a julio 2010), por lo que para poder evaluar el comportamiento de dicho ecosistema, se sugiere continuar con estos estudios en un lapso al menos de cinco años, lo que permitirá conocer la dinámica de las poblaciones del plancton y el flujo energético a través de las redes tróficas. Finalmente, en este estudio se confirmó el carácter indicador del plancton para evaluar la calidad nutricional y la salud del ecosistema.

Referencias

Arredondo Vega, B.O & D. Voltolina. 2007. *Métodos y Herramientas Analíticas en la Evaluación de la Biomasa Microalgal*. Publicaciones CIBNOR, La Paz, BCS, 97 p.

Bradford, M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem*., 72: 248–254.

Bergé, J.P. & G. Barnathan. 2005. Fatty acids lipids of marine organisms: molecular diversity, roles as biomarkers biologically active compounds and economically aspects. *Adv. Biochem. Engin. Biotechnol.*, 96: 49–125

Bligh, G.E. & J.W. Dyer. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *J. Biochem. Physiol.*, 37(3): 911–917.

Dubois, M., K.A. Gilles, J.K. Hamilton, P.A. Rebers & F. Smith. 1956. Colorimetric method for determination of sugar and related substances. *Anal. Chem.*, 28: 350–356.

Grahl-Nielsen, O. 2004. Fatty acids profiles as natural marks for stock identification, 238–261. En: Cadrin, S.X., K.D. Friedland & J.R. Waldman (Eds.) *Stock Identification Methods. Applications in Fisheries Science*. Academic Press, Amsterdam.

Lowry, O.H., N.J. Rosenbrough, A.L. Farr & R.J. Randall. 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.*, 193: 265–272.

Marsh, B.J. & B.D. Weinstein. 1966. Simple charring method for determination of lipids. *J. Lipid Res.*, 7: 574–576.

Parrish, C.C., T.A. Abrajano, S.M. Budge, R.J. Helleur, E.D. Hudson, K. Pulchan & C. Ramos. 2000. Lipid and phenolic biomarkers in marine ecosystems: analysis and applications, 194–223. En: *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer-Verlag, Berlin.

Picado, A., M.J. Bebianno, M.H. Costa, A. Ferreira & O. Vale. 2007. Biomarkers: a strategic tool in the assessment of environmental quality of coastal waters. *Hydrobiologia*, 587: 79–87.

Reuss, N. & L.K. Poulsen. 2002. Evaluation of fatty acids as biomarkers for natural plankton community. A field study of spring bloom and post bloom period off West Greenland. *Mar. Biol.*, 141: 423–434.

Sato, N. & N. Murata. 1988. Membrane lipids, 251–259. En: Colowick, S.P. & N.O. Kaplan (Eds.) *Methods in Enzyimology*. Academic Press, Nueva York.

Semeniuk, C.A.D., B. Speers-Roesch & K.D. Rothley. 2007. Using fatty acids profile as an ecologic indicator in the management of tourist impacts on marine wildlife: a case of stingray-feeding in the Caribbean. *Environ. Manage.*, 40: 665–667.

Sorokin, C. 1973. Dry weight, packed cell volume and optical density, 321–343. En: Stein, J.R. (Ed.) *Handbook of Phycological Methods. Culture Methods and*

Growth Measurement. Cambridge University Press, Nueva York.

Torres-Ruiz, M., J.D. Wehr & A.A. Perrone. 2007. Trophic relations in a stream food web: importance of fatty acids for macroinvertebrate consumers. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 26(3): 509–522.

Capítulo 12

Estructura comunitaria de los peces de arrecife de la costa oeste del Golfo de California

Alejandro
Aldana-Moreno

CIBNOR
Becario CONACYT 236332

Resumen

En este estudio se abordó el análisis dela variación de la estructura de las comunidades de peces de arrecife conspicuos en la costa oeste del Golfo de California. Para ello se estructuró una base de datos a partir de censos visuales en 45 sitios dispuestos en la costa peninsular del Golfo de California en las localidades de Bahía de Los Ángeles, Bahía de Loreto, Bahía de La Paz, Cabo Pulmo y Los Cabos. La caracterización de las comunidades se hizo mediante descriptores como la riqueza, índice de Margalef, equidad, diversidad de Shannon y densidad. El grado de similitud entre localidades se estimó mediante análisis de agrupamiento y nMDS. Los resultados mostraron un claro patrón de incremento latitudinal, de norte a sur, en la mayoría de los descriptores comunitarios, excepto la densidad que se comportó de modo inverso. El número de especies dominantes tienden a aumentar de norte a sur, y las especies raras fueron las más abundantes en todas las localidades. Los análisis de agrupamiento mostraron el típico patrón de tres regiones ictiofaunísticas, Alto, Medio y Bajo Golfo.

Palabras clave: estructura de la comunidad; peces de arrecife, patrón latitudinal, Golfo de California

Reef fish community structure along the western Gulf of California coast

Abstract

The aim of this study was to analyze the community structure variation of the conspicuous reef fishes along the west Gulf of California coast. To do that, it was structured a database with the results of the underwater fish visual censuses in 45 sites along the Gulf of California in the localities of Bahía de Los Ángeles, Bahía de Loreto, Bahía de La Paz, Cabo Pulmo, and Los Cabos. To characterize the fish community species richness, the Margalef, evenness, and Shannon's diversity and density indices were used. The similarity degree between communities was estimated by cluster analyses. The results showed an increasing latitudinal pattern, north to south, in almost all community attributes except for density, which behaved in the opposite way. The cluster analysis showed the classic pattern of three ichthyofaunistic divisions, Upper, Central, and Lower Gulf.

Keywords: community structure, reef fishes, latitudinal patterns, Gulf of California

Introducción

Las comunidades de peces de arrecife son complejas y estructuradas espacialmente debido a la gran variedad y heterogeneidad de hábitats en los que se les puede encontrar. Algunos autores han planteado que esta complejidad ocurre tanto a micro como a macro escala (Gladfelter *et al.*, 1980; Alevizon *et al.*, 1985; Robert & Ormund, 1987) mediada por procesos que operan a diferentes escalas temporales, ecológicas y espaciales (Caley, 1995). En el Golfo de California se han reportado alrededor de 281 especies de peces arrecifales (Thomson *et al.*, 2000). Los estudios acerca de sus comunidades son escasos, y describen su estructura en áreas puntuales o sitios separados a menos de 100 km; la mayoría de ellos se han desarrollado en los arrecifes rocosos de Bahía de La Paz o sus alrededores (Pérez-España *et al*., 1996; Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Arreola-Robles & Elorduy-Garay, 2002; Rodríguez-Romero *et al*., 2005; Villegas-Sánchez*et al*., 2009); aunque los hay también para Cabo Pulmo (Álvarez-Filip & Reyes-Bonilla, 2006; Álvarez-Filip *et al.,* 2006), Bahía de Los Ángeles (Viesca-Lobatón *et al.,* 2008; Mascareñas-Osorio *et al*., 2011) e incluso en Guaymas-San Carlos (Molles, 1978). Una de las pocas excepciones es el trabajo de Thomson & Gilligan (2002) que considera las comunidades de peces criptobénticos a lo largo del Golfo de California. Sin embargo, para peces de arrecife conspicuos los análisis a mayores escalas como corresponde a la variación latitudinal en el Golfo de California, son inexistentes. El cambio de óptica de micro a macro escala posibilitará la visualización de nuevas hipótesis acerca de los mecanismos y procesos subyacentes operando en su organización. Por eso el presente trabajo pretende caracterizar los patrones de variación de los descriptores comunitarios de las asociaciones de peces de arrecife conspicuos a lo largo de la costa peninsular del Golfo de California.

Material y métodos

Se estructuró una base de datos a partir de censos visualessubacuáticos de peces conspicuos en 45 sitios arrecifales situados en las localidades de Bahía Los Ángeles, Bahía de Loreto, Bahía de La Paz, Cabo Pulmo y Los Cabos (Figura 1). Los censos se desarrollaron con la técnica de transectos (30 x 5 m)

con tres réplicas por sitio siguiendo la metodología de Harmelin-Vivien (2002). Para cada localidad se estimaron los descriptores comunitarios básicos: la riqueza específica, índice de Margalef, índice de diversidad de Shannon, índice de equidad de Pielou y la densidad de acuerdos a las metodologías estándar descritas (Krebs, 1999; Magurran, 2004).

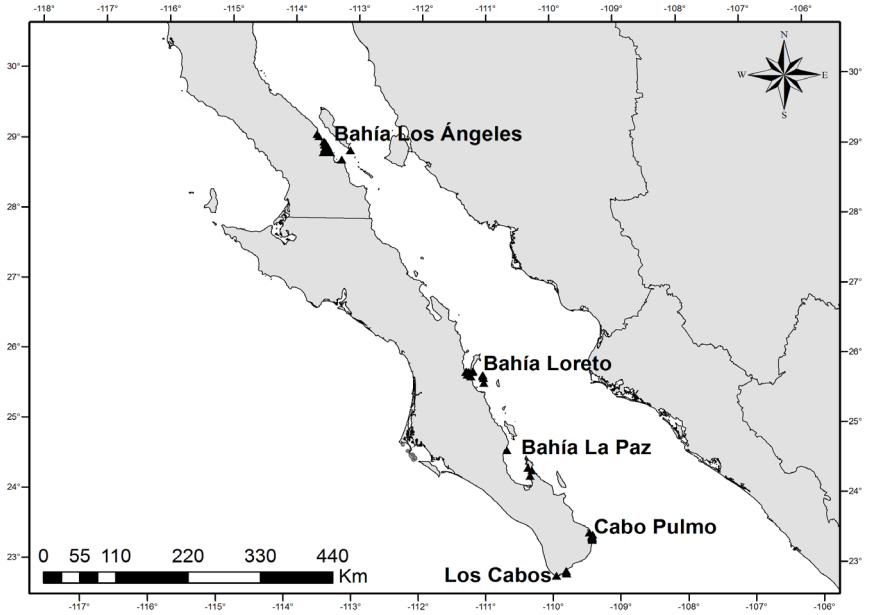

Figura 1. Regiones ictiofaunísticas propuestas por Walker (1960) para el Golfo de California, los puntos negros indican las áreas de muestreo.

Los resultados se expresaron como valores promedio por transecto. Previo al análisis comparativo de los índices comunitarios entre localidades se aplicaron las pruebas de normalidad y homocedasticidad a cada serie de datos; cuando existió normalidad en los datos se aplicaron ANOVAS de una vía, y para los casos no paramétricos, la prueba de Kruskal-Wallis (Zar, 1999). El grado de similitud de las comunidades entre localidades se visualizó mediante análisis de agrupamiento Bray-Curtis y el escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) (Clarke & Warwick, 2001). Posteriormente, se aplicó el análisis SIMPER, para identificar las especies responsables del patrón de agrupamiento con base en la similitud promedio de cada localidad (Clarke & Warwick, 2001).

Resultados

En total fueron censadas 100 especies de peces arrecifales conspicuos pertenecientes a 61 géneros, 32 familias, 9 órdenes y 2 clases. Las familias más representativas fueron Labridae (10 especies), Serranidae (10), Pomacentridae (9) y Haemulidae (8). El número promedio de especies por transecto fluctuó entre un mínimo de 7.9 en Bahía La Paz a un máximo de 22.3 en Los Cabos (Figura 2). En general, se observa un claro gradiente latitudinal de incremento de norte a sur, con la notable excepción de Bahía La Paz. La ANOVA mostró diferencias significativas entre las localidades ($F_{(4,174)} = 22.3595$, $p = 0.0000$). La prueba *a posteriori* señaló que Los Cabos, con mayor número de especies, fue significativamente diferente; Bahía de La Paz también difiere de las demás, pero por poseer la menor riqueza; Bahía Los Ángeles mostró diferencias con Cabo Pulmo y Los Cabos; mientras Cabo Pulmo difiere de Bahía Los Ángeles, Bahía La Paz y Los Cabos.

El índice de Margalef promedio fluctuó entre un mínimo de 1.5 en Bahía La Paz y un máximo de 3.7 en Los Cabos. En general, fue observado un gradiente latitudinal de incremento de norte a sur con la excepción de Bahía La Paz (Figura 2). Existiendo diferencias significativas entre sitios ($F_{(4,174)} = 22.7732$, $p = 0.0000$). La prueba *a posteriori* indicó que Los Cabos, la localidad con valores más altos, es diferente a todas las demás, al igual que Cabo Pulmo, que también presentó diferencias significativas con todas las demás. El índice de equidad promedio fluctuó entre un mínimo de 0.55, en Bahía Los Ángeles, a un máximo de 0.73 en Los Cabos. La tendencia observada fue de incremento latitudinal de norte a sur (Figura 2). Sí hubo diferencias significativas entre localidades ($F_{(4,174)} = 5.487$, $p = 0.0003$). La prueba *a posteriori* señaló a Bahía de Los Ángeles presentando diferencias significativas con Loreto, Cabo Pulmo y Los Cabos.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener fluctuó entre un mínimo de 1.16 en Bahía La Paz a un máximo de 2.35 en Los Cabos. Este índice presentó clara tendencia al incremento latitudinal de norte a sur, con excepción de La Paz (Figura 2), existiendo diferencias significativas entre localidades ($F_{(4,174)} = 21.1589$, $p = 0.0000$). La prueba *a posteriori* indicó que las diferencias

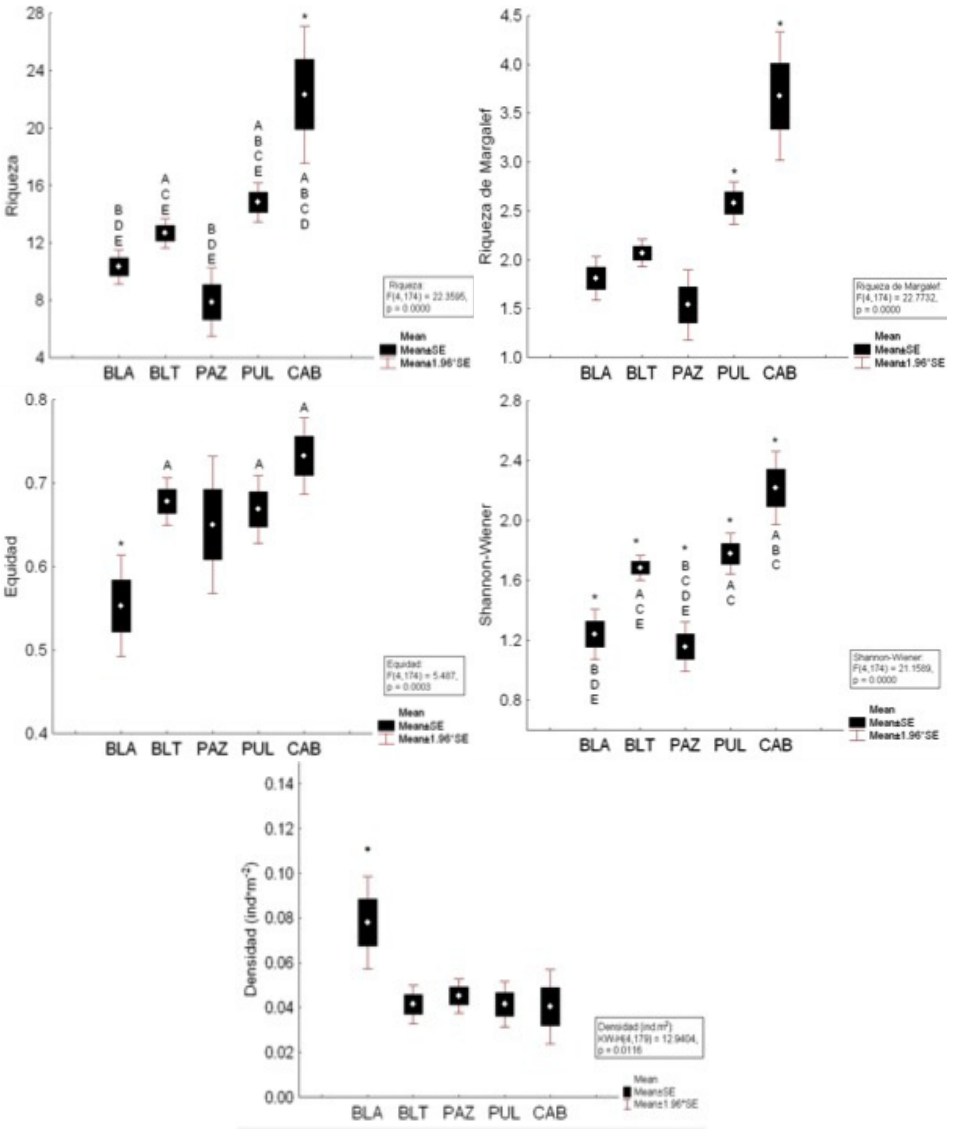

Figura 2. Variación de los descriptores comunitarios de las asociaciones de peces de arrecife en las localidades del Golfo de California. Arriba: Riqueza específica promedio (± SE) e índice de Margalef; centro: equidad de Pielou y diversidad de Shannon; abajo: densidad. Las localidades están ordenadas de norte (izq.) a sur (der.). Con asterisco se indican los sitios con diferencias significativas. A = Bahía Los Ángeles; B = Bahía de Loreto; C = Bahía La Paz; D = Cabo Pulmo y E = Los Cabos.

ocurrieron entre Los Cabos con todas las demás (excepto Cabo Pulmo); entre Cabo Pulmo con Bahía de Los Ángeles y Bahía de La Paz y Loreto con Bahía de Los Ángeles y Bahía de La Paz. La densidad promedio fluctuó entre un mínimo de 0.040 ind/m^2 en Los Cabos, y un máximo de 0.078 ind/m^2 en Bahía Los Ángeles. La densidad fue notablemente mayor en Bahía Los Ángeles y las demás localidades casi no variaron (Figura 2). Sí hubo diferencias significativas entre localidades ($KW\text{-}H_{(4,179)} = 12.9404$, $p = 0.016$). La prueba *a posteriori* indicó que las diferencias se dan entre Bahía Los Ángeles, Loreto y Cabo Pulmo.

Los análisis de agrupamiento separan a las comunidades ícticas en dos grupos al 50% de similitud, uno que corresponde a la localidad de Bahía Los Ángeles y otro que agrupa a las demás localidades (Figura 3). Sin embargo, sí aplicamos una similitud del 60%, se distinguen tres grupos espaciales correspondiendo a las divisiones ictiofaunísticas propuestas por Walker (1960). Las especies que caracterizaron a las localidades de acuerdo al análisis Simper se presentan en la Tabla 1. La localidad de Bahía Los Ángeles mostró la menor similitud al interior de la comunidad de peces conspicuos (37.86%), mientras que los otros sitios presentaron valores de similitud entre 50.34 y 56.41%. El número de especies que conforman el 90% acumulado aumenta latitudinalmente de norte a sur, de 14 a 23 especies, con la excepción de La Paz (12 especies). Varias de las especies que contribuyen de manera importante en cada localidad aparecen en otras localidades aunque con diferente grado de importancia. No obstante, también es evidente un remplazo de las especies hacia el sur, por ejemplo *Stegastes rectifraenum* y *Thalassoma lucasanum*.

Discusión

En total fueron censadas 100 especies, lo que representa el 36.9% de las 271 especies de peces consideradas como de arrecife por Thomson *et al.* (2000). En este estudio se evidencia un patrón latitudinal de incremento de norte a sur en el número de especies promedio, así como en los índices de Margalef, diversidad de Shannon y equidad con algunas excepciones puntuales. Este patrón ha sido señalado por otros autores, al menos para la riqueza específica, como Sala *et al.* (2002) y López-Ortiz (2011) y cuestionado por Mascareñas-Osorio *et al.* (2011).

Tabla 1. Análisis Simper. Especies de peces conspicuos con mayor aporte individual en las distintas localidades donde DP es densidad promedio, C% es porcentaje de aporte A% porcentaje acumulado. BLA = Bahía Los Ángeles; BLT = Bahía de Loreto; CAB = Los Cabos; PAZ = Bahía de la Paz; PUL = Cabo Pulmo.

Localidad	Especies	DP	C%	A%
BLA	*Stegastes rectifraenum*	0.45	28.43	28.43
	Girella simplicidens	0.19	7.55	35.98
	Halichoeres semicinctus	0.13	7.51	43.49
	Chromis limbaughi	0.56	7.29	50.78
	Halichoeres nicholsi	0.14	6.81	57.6
	Bodianus diplotaenia	0.12	6.12	63.72
	Mycteroperca rosacea	0.12	5.58	69.3
	Abudefduf troschelli	0.13	4.98	74.28
	Pomacanthus zonipectus	0.08	4.37	78.65
	Calamus brachysomus	0.05	2.75	81.4
	Urobatis halleri	0.04	2.4	83.81
	Paralabrax auroguttatus	0.08	2.13	85.94
	Sphoeroides annulatus	0.05	2.05	87.98
	Balistes polylepsis	0.06	2.03	90.01
BLT	*Stegastes rectifraenum*	0.53	15.12	15.12
	Chromis atrilobata	0.58	13.81	28.93
	Abudefduf troschelli	0.53	12.32	41.25
	Thalassoma lucasanum	0.5	12.31	53.55
	Canthigaster punctatissima	0.28	8.9	62.46
	Bodianus diplotaenia	0.23	6.61	69.07
	Holacanthus passer	0.21	5.65	74.72
	Diodon holocanthus	0.11	3.47	78.19
	Scarus ghobban	0.13	2.61	80.8
	Mycteroperca rosacea	0.09	2.12	82.92
	Microspathodon dorsalis	0.08	1.55	84.47
	Paranthias colonus	0.14	1.43	85.9

Tabla 1. Continuación...

	Serranus psittacinus	0.08	1.4	87.3
	Halichoeres dispilus	0.07	1.38	88.68
	Scarus compressus	0.07	1.25	89.93
	Apogon retrosella	0.05	0.99	90.92
PAZ	*Thalassoma lucasanum*	0.83	26.07	26.07
	Stegastes rectifraenum	0.56	23.02	49.1
	Abudefduf troschelli	0.51	11.25	60.35
	Canthigaster punctatissima	0.2	7.44	67.78
	Holacanthus passer	0.12	4.54	72.33
	Diodon holocanthus	0.12	4.43	76.75
	Scorpaenodes xyris	0.15	3.34	80.09
	Cephalopholis panamensis	0.08	2.66	82.75
	Chromis atrilobata	0.13	2.11	84.86
	Alphestes immaculatus	0.07	2.06	86.93
	Serranus psittacinus	0.07	1.79	88.72
	Bodianus diplotaenia	0.08	1.74	90.46
PUL	*Thalassoma lucasanum*	0.66	17.96	17.96
	Chromis atrilobata	0.61	12.99	30.95
	Prionurus punctatus	0.33	8.69	39.63
	Holacanthus passer	0.19	4.76	44.39
	Bodianus diplotaenia	0.19	4.72	49.11
	Stegastes rectifraenum	0.21	4.58	53.69
	Canthigaster punctatissima	0.16	4.45	58.14
	Stegastes flavilatus	0.16	3.75	61.89
	Halichoeres dispilus	0.17	3.66	65.54
	Paranthias colonus	0.28	3.22	68.77

Tabla 1. Continuación...

	Sufflamen verres	0.12	3	71.76
	Thalassoma grammaticum	0.11	2.52	74.28
	Diodon hystrix	0.15	2.33	76.61
	Johnrandallia nigrirostris	0.13	2.1	78.71
	Arothron meleagris	0.08	2.07	80.78
	Mulloidichthys dentatus	0.17	2.02	82.81
	Mycteroperca rosacea	0.12	1.64	84.45
	Serranus psittacinus	0.09	1.49	85.94
	Lutjanus argentiventris	0.08	1.15	87.09
	Scarus rubroviolaceus	0.07	1.15	88.24
	Abudefduf troschelli	0.09	1.14	89.39
	Anisotremus interruptus	0.11	1.14	90.53
CAB	*Chromis atrilobata*	0.5	11.06	11.06
	Thalassoma lucasanum	0.36	10.41	21.46
	Canthigaster punctatissima	0.25	7.92	29.39
	Stegastes rectifraenum	0.25	7.1	36.49
	Prionurus punctatus	0.25	6.74	43.23
	Mulloidichthys dentatus	0.33	6.18	49.41
	Halichoeres dispilus	0.2	5.4	54.8
	Stegastes flavilatus	0.13	3.12	57.92
	Bodianus diplotaenia	0.13	3.02	60.94
	Sufflamen verres	0.12	2.98	63.92
	Serranus psittacinus	0.11	2.94	66.86
	Haemulon sexfasciatum	0.1	2.83	69.69
	Holacanthus passer	0.1	2.71	72.4
	Abudefduf troschelli	0.17	2.7	75.11
	Halichoeres nicholsi	0.08	2.23	77.33

Tabla 1. Continuación...

Acanthurus xanthopterus	0.11	2.12	79.46
Diodon holocanthus	0.1	2.1	81.55
Thalassoma grammaticum	0.07	1.94	83.49
Fistularia commersonii	0.08	1.89	85.38
Paranthias colonus	0.09	1.41	86.79
Lutjanus argentiventris	0.16	1.26	88.05
Arothron meleagris	0.06	1.2	89.25
Scarus rubroviolaceus	0.06	1.1	90.35

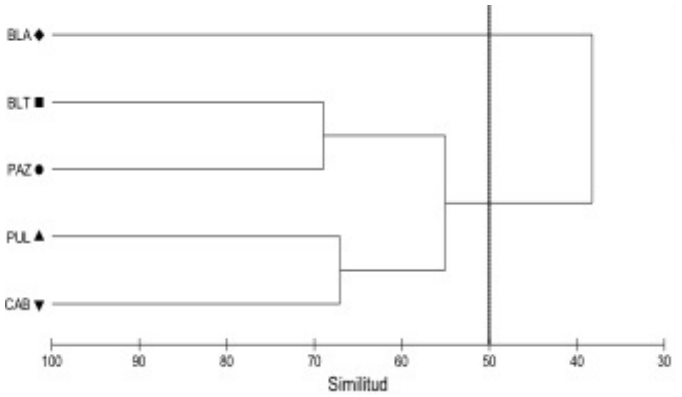

Figura 3. Agrupamiento Bray-Curtis de las localidades, señalando la línea de corte al 50% de similitud. BLA = Bahía Los Ángeles; BLT = Bahía de Loreto; CAB = Los Cabos; PAZ = Bahía de la Paz; PUL = Cabo Pulmo.

Fernández-Rivera Melo (2007) encontró la menor riqueza por censo en Bahía de Los Ángeles pero sin evidenciar el patrón latitudinal norte-sur. Es probable que esta tendencia se asocie al gradiente de temperatura hacia el sur, así como con una mayor proporción de sustratos coralinos, además de los rocosos, generando gran cantidad de microhábitats en los arrecifes sureños del Golfo de California.

En contraste, la densidad se comportó de modo opuesto a la riqueza y los otros descriptores de la comunidad, siendo mayor en los arrecifes de Bahía de Los Ángeles. Una tendencia similar fue registrada por Fernández Rivera Melo (2007) usando abundancias, aunque sus valores en Bahía de Los Ángeles son la excepción. El análisis de similitud al 50% forma dos grupos, uno conformado por la localidad de Bahía Los Ángeles y otro formado por las demás localidades. Sin embargo, al ampliar el rango desimilitud al 60%, emergen las tres divisiones faunísticas propuestas por Walker (1960), utilizadas por Thomson *et al*. (2000) y discutidas por Castro-Aguirre *et al*. (1995).

El análisis SIMPER demostró que mientras más al sur esté la localidad, mayor es el número de especies que contribuyen a la identidad de la comunidad; existiendo gran redundancia de especies a lo largo del Golfo, lo que contribuye a la homogeneidad de las comunidades de peces de arrecife. Especies como *Stegastes rectifraenum, Chromis atrilobata, Canthigaster punctatissima, Thalassoma lucassanum, Bodianus diplotaenia, Abudefduf troschelli, Prionurus punctatus* y *Stegastes flavilatus* entre otras, son comunes en varias localidades, mientras que las otras especies le dan el sello característico a cada localidad (Tabla 1).

Referencias

Aburto-Oropeza, O. & E.F. Balart. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of rocky reef in the Gulf of California. *Mar. Ecol*., 22(4): 283–305.

Alevizon, W., R. Richardson, P. Pitts & G. Serviss. 1985. Coral zonation and patterns of community structure in Bahamian reef fishes. *Bull. Mar. Sci.*, 36(2): 304–318.

Álvarez-Filip, L., H. Reyes-Bonilla & L.E. Calderón-Aguilera. 2006. Community

structure of fishes in Cabo Pulmo reef, Gulf of California. *Mar. Ecol.*, 27: 253–262.

Álvarez-Filip, L. & H. Reyes-Bonilla. 2006. *Comparison of community structure and functional diversity of fishes at Cabo Pulmo coral reef, western Mexico between 1987 and 2003*. Proceeding of 10th International Coral Reef Symposium. 216–225.

Arreola-Robles, J.L. & J.F. Elorduy-Garay. 2002. Reef fish diversity in the region of La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Bull. Mar. Sci*., 70: 1–18.

Caley, J. 1995. Community dynamics of tropical reef fishes: Local patterns between latitudes. *Mar. Ecol. Progr. Ser*., 129: 7–18.

Castro-Aguirre, J.L., E.F. Balart & J. Arvizu-Martínez. 1995. Contribución al conocimiento del origen y distribución de la ictiofauna del Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 5: 57–78.

Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 2001. *Change in Marine Communities. An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. PRIMER-E, Plymouth, 190 p.

Fernández-Rivera Melo, F.J. 2007. Estructura comunitaria de peces arrecifales en el oeste del Golfo de California. Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 94 p.

Gladfelter, W.B., J.C. Ogden & E.H. Gladfelter. 1980. Similarity and diversity among coral reed fish communities: a comparison between tropical Western Atlantic and Virgin Islandsand Tropical Central Pacific (Marshall Island) patch reefs. *Ecology*, 61(5): 1156–1158.

Harmelin-Vivien, M.L. 2002. Energetics and fish diversity on coral reefs, 265–274. En: Sale P.F. (Ed.) *Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, San Diego.

Krebs, M.J. 1999. *Ecological Methodology.* Harper & Row, Nueva York, 654 p.

López-Ortiz, A.M. 2011. *Comparación de diversas medidas de biodiversidad de peces en arrecifes del pacífico mexicano (de Bahía de Los Ángeles, 29°N a Oaxaca 16°N)*. Tesis de maestría. UABCS, La Paz, 102 p.

Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford, 256 p.

Mascareñas-Osorio I., B. Erisman, J. Moxley, E. Balart & O. Aburto-Oropeza. 2011. Checklist of conspicuous reef fishes of the Bahía de Los Ángeles region, Baja California Norte, Mexico, with comments on abundance and ecological biogeography. *Zootaxa*, 2922: 60–68.

Molles, M.C. 1978. Fish species on model and natural reef patches experimental insular biogeography. *Ecol. Monogr.*, 48: 289–305.

Pérez-España, H., F. Galván-Magaña & L.A. Abitia-Cárdenas. 1996. Variaciones temporales y espaciales en la estructura de la comunidad de peces de arrecifes rocosos del sureste del Golfo de California, México. *Cienc. Mar*., 22(3): 273–294.

Robert, C.M. & R.F.G. Ormond. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 41: 1–8.

Rodríguez-Romero, J., A.F. Muhlia-Melo, F. Galván-Magaña, F.J. Gutiérrez-Sánchez & V. García-López. 2005. Fish assemblages around Espiritu Santo Island and Espiritu Santo Seamount in the lower Gulf of California, México. *Bull. Mar. Sci*., 77: 33–50.

Sala, E., O. Aburto-Oropeza, G. Paredes, I. Parra, J.C. Barrera & P.K. Dayton. 2002. A general model for designing network of marine reserves. *Science*. 298: 1991–1993.

Thomson, D.A. & M. Gilligan. 2002. Rocky-shore fishes, 154–180. En: Case, T.J., M.L. Cody & E. Ezcurra. *A New Island Biogeography in the Sea of Cortés*. Oxford University Press, Nueva York, 669 p.

Thomson, D.A., L.T. Findley & A.N. Kerstitch. 2000. *Reef Fishes of the Sea of Cortez: The Rocky-Shore Fishes of the Gulf of California*. University of Texas Press, Austin, 374 p.

Viesca-Lobatón, C., E.F. Balart, A. González-Cabello, I. Mascareñas-Osorio, O. Aburto-Oropeza, H. Reyes-Bonilla & E. Torreblanca. 2008. Peces arrecifales, 385–428. En: Danemann, G.D. & E. Ezcurra (Eds.) *Bahía de los Ángeles: Recursos Naturales y Comunidad: Línea Base 2007*. SEMARNAT/INE/PRONATURA Noroeste/San Diego Natural History Museum, México, D.F., 740 p.

Villegas-Sánchez, C.A., L.A. Abitia-Cárdenas, F.J. Gutiérrez-Sánchez & F. Galván-Magaña 2009. Rocky-reef fish assemblages at San José Island, Mexico. *Rev. Mex. Biodivers.*, 80: 109–179

Walker, B.W. 1960. The distribution and affinities of the marine fish fauna of the Gulf of California. *Syst. Zool*., 9(3): 123–133.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 672 p.

Capítulo 13

Señales isotópicas del $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de *Megastraea undosa* (Wood, 1828), *Megathura crenulata* (Sowerby, 1825) y algunas de sus fuentes de alimento

M. Magali
Gómez-Valdez

UABCS
Registro CONACYT 376127

Resumen

Megastraea undosa y *Megathura crenulata* son dos especies de gasterópodos de gran importancia comercial que habitan en comunidades bentónicas asociadas a los bancos de abulón en las costas del Pacífico de la Península de Baja California, México. En el presente trabajo se comparó la señal isotópica del $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ para *M. undosa* y *M. crenulata*, así como para algunas de las especies que consumen. Los valores isotópicos de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ obtenidos del músculo de los gasterópodos fueron diferentes entre las dos especies, registrándose valores más enriquecidos para *M. crenulata* (-14.35‰ ±1.66 para $\delta^{13}C$ y 15.48‰ ± 0.67 para $\delta^{15}N$) con respecto a los de *M. undosa* (-17.59‰ ± 2.43 para $\delta^{13}C$ y 12.42‰ ± 0.61 para $\delta^{15}N$). En el caso de las fuentes de alimento, los valores más enriquecidos en carbono se encontraron en algas coralinas articuladas (-11.39‰ ±1.35) en relación a las demás especies de macroalgas; respecto al $\delta^{15}N$ no se encontraron diferencias significativas entre las macroalgas y el pasto marino. Las señales isotópicas de los gasterópodos reflejan claramente la diferencia entre sus hábitos alimenticios ya que *M. crenulata* es un organismo omnívoro y *M. undosa* es herbívoro.

Palabras clave: isótopos estables, gasterópodos, macroalgas, dieta natural

$\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ isotopic signals of Megastraea undosa (Wood, 1828), and Megathura crenulata (Sowerby, 1825) and some of their food sources

Abstract

Megastraea undosa and Megathura crenulata are two species of gastropods with commercial importance that inhabit benthic communities with abalone species along the Pacific coast of Baja California, Mexico. The isotopic signal ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$) for both gastropods and for some species that are consumed by these gastropods was compared. The $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values obtained from the gastropod muscles were different between both species, M. crenulata tissues were more enriched (with values of -14.35 ‰ ± 1.66 for $\delta^{13}C$ and 15.48 ‰ ± 0.67 for $\delta^{15}N$) in regard to M. undosa tissues (-17.59 ‰ ± 2.43 and 12.42 for $\delta^{13}C$ ‰ ± 0.61 for $\delta^{15}N$). With respect to food source values, articulated coralline algae had the highest $\delta^{13}C$ values (-11.39 ‰ ± 1.35). There were no significant differences in $\delta^{15}N$ between macroalgal species and seagrass. Their isotopic signals clearly reflect the difference between their eating habits as M. crenulata is an omnivorous species and M. undosa is herbivore.

Keywords: stable isotopes, gastropods, macroalgae, natural diet

Introducción

Las poblaciones de una comunidad tienen numerosas interacciones recíprocas, además interactúan con el ambiente abiótico. Estas interacciones tienen como consecuencia un flujo unidireccional de energía a través de organismos autótrofos (habitualmente fotosintéticos) hacia organismos heterótrofos que se alimentan de autótrofos y/o heterótrofos (Curtis & Barnes, 2000). Las interacciones entre las especies establecen las vías para el flujo de materia y energía de una población a otra y determinan como la biomasa y la energía son repartidas en un ecosistema. Entender y describir las conexiones en un ecosistema es un paso importante para mantener y restaurar la calidad de estos. En algunos trabajos científicos, a nivel ecosistema, se enfatiza que la ecología trófica es un punto central para entender cómo funcionan los sistemas acuáticos, las cadenas alimenticias, los procesos ecológicos y energéticos de todo tipo de organismos (Pasquaud & Lobry, 2007).

El análisis de contenido estomacal ha sido uno de los métodos más utilizados en ecología marina para determinar la composición del alimento consumido, estrategias alimenticias y posiciones tróficas de los organismos (Iken *et al*., 1999). Recientemente, se han usado otras técnicas para complementar estos análisis dentro de las cuales se encuentra el análisis de isótopos estables. Este último método, a diferencia del análisis de contenido estomacal, nos da información más allá del periodo entre la ingestión y la digestión del alimento, detectando así patrones de alimentación a largo plazo; al elegir este método, lo más común es utilizar los isótopos de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) (Tienszen *et al*., 1983; Peterson & Fry, 1987). El combinar el análisis de contenido estomacal con el análisis de isótopos estables es una manera de verificar las interacciones tróficas y sustentar los resultados de ambos estudios (Roman-Reyes, 2003).

Los isótopos son átomos de un mismo elemento con el mismo número de protones pero diferente número de neutrones. Existen isótopos radiactivos e isótopos estables, estos últimos se caracterizan por ser estables en el tiempo, esto es, que no sufren decaimiento radiactivo y no se corren riesgos al trabajar con ellos. Las diferencias isotópicas que se presentan en la naturaleza, son producto de reacciones químicas, físicas y biológicas que promueven la separación entre

isótopos pesados y ligeros. La técnica de isótopos estables se basa en el hecho de que las señales isotópicas de las presas, se verán reflejadas en los consumidores, transmitiéndose a lo largo de la cadena trófica desde los productores primarios hasta los consumidores (Sharp, 2007).

Con los valores $\delta^{13}C$ se pueden establecer flujos de energía y fuentes de nutrientes, pues tendrán valores similares cuando provengan del mismo origen debido a que el fraccionamiento isotópico es de aproximadamente 1 ‰ de un nivel trófico a otro. Con los valores $\delta^{15}N$ se pueden establecer relaciones tróficas, ya que su valor de fraccionamiento isotópico es de aproximadamente 3.4 ‰ de un nivel trófico a otro (DeNiro & Epstein, 1978, 1981; Minagawa & Wada, 1984). En la península de Baja California, los estudios sobre dieta natural de gasterópodos marinos se han enfocado en el análisis de contenido estomacal de especies con importancia ecológica o comercial como *Megastraea undosa* (caracol panocha), *Megathura crenulata* (lapa gigante) y *Haliotis fulgens* (abulón azul) (Aguilar-Rosas *et al*., 1990; Mazariegos-Villarreal, 2003; Aguilar-Mora, 2009). En este capítulo se complementa la información de sus relaciones tróficas con el análisis de tejidos de *Megathura crenulata*, *Megastraea undosa* y de los principales componentes de su dieta usando isótopos estables. *Megastraea undosa* es un gasterópodo de la familia Fissurellidae que se distribuye a lo largo del Pacífico de Norteamérica desde Punta Concepción, Santa Bárbara California, EUA, hasta Punta Abreojos, Baja California Sur, México (Morris *et al*., 1980) (Figura 1). *Megathura crenulata* forma parte de la misma familia y se distribuye desde el condado de Mendocino en California, EUA hasta Isla Asunción, Baja California Sur (Aguilar-Mora, 2009) (Figura 1).

Material y métodos

Bahía Tortugas se localiza en la porción central de la costa oeste del Pacífico de Baja California Sur, es un puerto pesquero donde se explota abulón, langosta, caracol y el alga roja *Gelidium* sp. (Figura 2). En Bahía Tortugas las muestras de caracoles y de las especies consumidas por éstos se obtuvieron en Rincón de Méndez y/o Piedra de Trini en julio y noviembre de 2009.

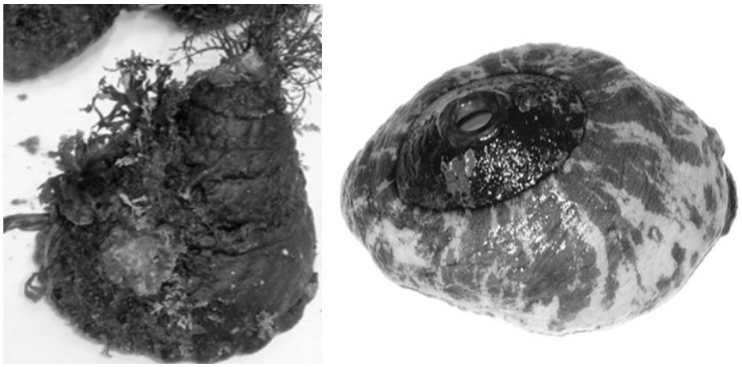

Figura 1. *Megastraea undosa* (izq.) y *Megathura crenulata* (der.).

De las especies de macroalgas *Eisenia arborea* (Areschoug), *Macrocystis pyrifera* (Agardh), *Gelidium robustum* (Gardner), *Prionitis cornea* (Dawson) y el pasto marino *Phyllospadix torreyi* se obtuvieron tres talos, así como de los tapetes de coralinas. Estas especies son parte de los principales componentes de la dieta de dichos gasterópodos (Aguilar-Rosas *et al*., 1990; Aguilar-Mora, 2009). Los tapetes de coralinas articuladas estaban formados por las especies *Haliptilon gracile*, *Corallina officinalis*, *C. pinnatifolia* y *Bossiella orbigniana*.

La colecta se realizó manualmente mediante buceo con equipo SCUBA por la mañana. Los organismos fueron transportados vivos al laboratorio de macroalgas del CIBNOR en La Paz, BCS. Los caracoles fueron disectados para la obtención de muestras de tejido muscular que fueron pesadas y guardadas en bolsas de plástico debidamente etiquetadas. Las muestras de macroalgas, pasto marino y tejido muscular fueron congeladas hasta su posterior preparación para el secado de las mismas en una mufla a 65ºC por 24 horas en el caso del músculo y 48 horas en el caso de las algas, después estas muestras fueron molidas en un aparato moledor Wig-L-Bug (Modelo WIG-3110-3a). Una vez obtenido polvo fino se tomó una muestra que fue pesada y empacada en viales de aluminio (5x9mm). Una vez empacadas las muestras fueron enviadas al laboratorio de Isotopía estable de la Universidad de California en Davis, EUA, para su análisis en un espectrofotómetro de masas isotópicas. Las proporciones de isótopos estables de carbono y nitrógeno, se expresaron como valores δ en partes por mil (‰) de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\delta X\ (‰) = R_{muestra} / R_{estándar}^{-1}) \times 100$$

donde δX (‰) es $\delta^{15}N$ o $\delta^{13}C$; $R_{muestra}$ y $R_{estándar}$ son las proporciones de ^{13}C: ^{12}C o ^{15}N: ^{14}N en la muestra y en el estándar respectivamente.

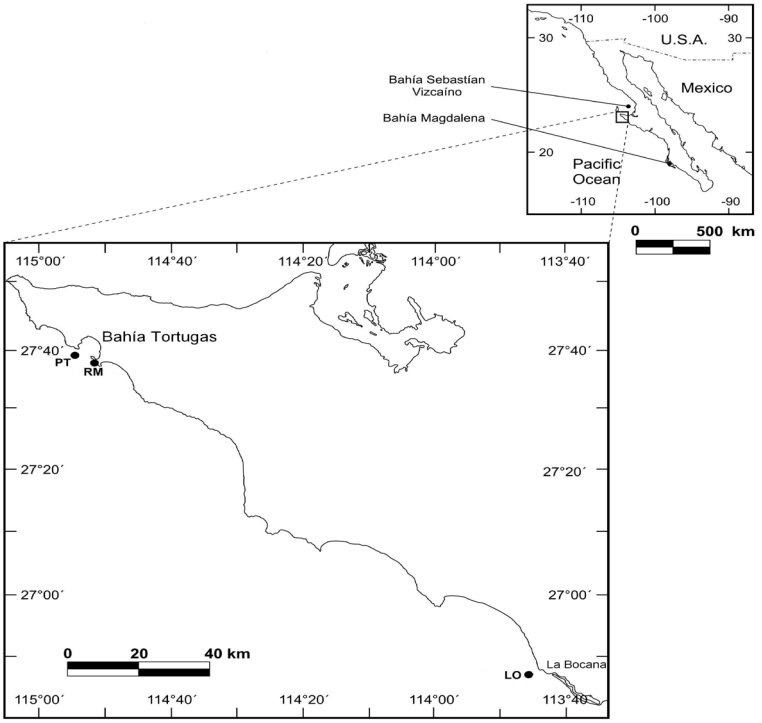

Figura 2. Ubicación de la zona donde se colectaron los organismos de este estudio. PT = Piedra de Trini y RM = Rincón de Méndez.

Se utilizó un estándar para ^{13}C el cual es calibrado a partir de PDB (estándar universal Pee DeeBelemnite), mientras que el estándar para ^{15}N es calibrado a partir del estándar universal que es el aire atmosférico. Se obtuvieron los valores promedio y la desviación estándar del $\delta^{13}C$ y del $\delta^{15}N$ de gasterópodos, macroalgas y pasto marino. Las señales isotópicas del músculo de *M. undosa* y *M. crenulata* fueron comparadas con los valores encontrados en los grupos de presas potenciales analizados mediante una gráfica de $\delta^{15}N$ vs $\delta^{13}C$ para facilitar la interpretación de flujos tróficos de C y N (Unkovich *et al.*, 2001).

Resultados

En el caso de los gasterópodos, se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los valores de $\delta^{13}C$ de las 2 especies. *M. undosa* presentó un menor valor promedio general (-17.59 ±2.43 ‰), en relación al de *M. crenulata* (-14.35 ± 1.66 ‰) (Tabla 1). El valor promedio general de $\delta^{13}C$ para las especies de macroalgas de este estudio fue de -17.15 ‰ (±4.29). Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los valores $\delta^{13}C$ de las 5 especies de macroalgas y el pasto marino, el valor más bajo fue el de *P. cornea* (-21.82 ‰) y el más alto el de las algas coralinas (-11.39 ‰) (Tabla 1).

Tabla 1. Promedios generales (±DE) de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en gasterópodos, macroalgas y pasto marino. Entre paréntesis se señala el número de organismos (*n*).

Especie	**$\delta^{13}C$**	**$\delta^{15}N$**
Megastraea undosa (24)	-17.59 (2.43)	12.42 (0.61)
Megathura crenulata (24)	-14.35 (1.66)	15.48 (0.67)
Eisenia arborea (9)	-20.27 (2.02)	9.28 (0.55)
Macrocystis pyrifera (9)	-15.18 (0.95)	10.98 (2.89)
Coralinas articuladas (12)	-11.39 (1.35)	10.14 (0.82)
Gelidium robustum (9)	-21.71 (1.39)	9.54 (1.21)
Prionitis cornea (3)	-21.82 (0.11)	9.56 (0.15)
Phyllospadix torreyi (6)	-17.78 (1.81)	9.39 (0.51)

Con respecto a la señal isotópica del nitrógeno, el promedio general de *M. crenulata* fue significativamente mayor (15.48 ‰ ±0.67) al de *M. undosa* (12.42 ‰ ±0.61) (Tabla 1). En cuanto a las macroalgas y el pasto marino, no se encontraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{15}N$ teniendo valores desde 9.28 hasta 10.98 ‰ (Tabla 1). Al graficar los valores de $\delta^{13}C$ vs $\delta^{15}N$ (Figura 3) de los gasterópodos y las macroalgas se pudo observar que las señales de los gasterópodos fueron más altas que las señales de las macroalgas, lo que indica que se encuentran en niveles tróficos superiores y a su vez que las señales de *M. crenulata* se encuentran por encima de las señales de *M. undosa*.

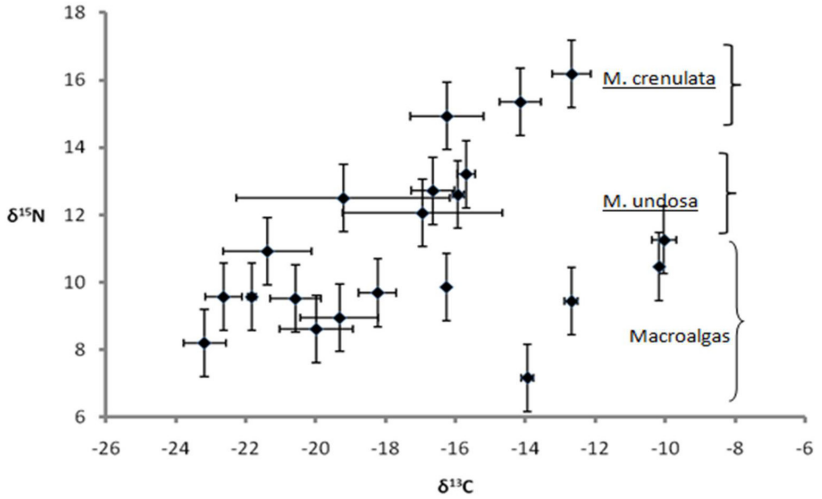

Figura 3. Gráfica de $\delta^{13}C$ vs $\delta^{15}N$ donde se muestra la distribución de las señales isotópicas de las especies analizadas.

Discusión

Los valores de $\delta^{13}C$ obtenidos para el tejido muscular de las dos especies de gasterópodos fueron similares a los reportados para otros gasterópodos como *Gibbula magus* (-14.9 ‰), *Crepidula fornicata* (-16.0 ‰), *Nassarius reticulatus* (-15.1 ‰), *Buccinum undatum* (-15.3 ‰), *Emarginula fissura* (-18.5 ‰) y *Diodora graeca* (-16.3 ‰) (Grall *et al*., 2006). Las diferencias encontradas entre los valores isotópicos de carbono de *M. undosa* y de *M. crenulata* sugieren que sus fuentes de carbono son diferentes, por lo tanto tienen una alimentación distinta. Esto concuerda con lo reportado por Aguilar-Mora (2009) y Aguilar-Rosas *et al.* (1990), quienes reportan distintas fuentes de alimento para cada uno de estos gasterópodos a partir de estudios de contenido estomacal.

Los valores promedio de $\delta^{13}C$ encontrados para las macroalgas consideradas, coinciden con el valor isotópico promedio -17.6 ‰ (±0.30) reportado para algas bentónicas de otras regiones, como por ejemplo, en un estero de Estados Unidos (Fantle *et al*., 1999). Las variaciones encontradas entre las señales isotópicas del delta de carbono de las macroalgas y del pasto marino se relacionan con

sus procesos metabólicos ya que la fotosíntesis en el medio marino se realiza a través de la vía fotosintética C_3 (macroalgas marinas) con señales isotópicas diferentes a los organismos con procesos fotosintéticos de la vía C_4 (pasto marino) (Wefer & Killingley, 1986).

Un mayor valor en la señal isotópica de $\delta^{15}N$ de *M. crenulata* respecto al de *M. undosa* nos indica un nivel trófico distinto resultado de las diferencias en sus hábitos alimenticios. El análisis del contenido estomacal de estos gasterópodos ha mostrado que *M. crenulata* se alimenta principalmente de tunicados, así como de distintas macroalgas (Aguilar-Mora, 2009), mientras que *M. undosa* de macroalgas, principalmente (Aguilar-Rosas *et al.*, 1990), lo que los ubica como un omnívoro y un herbívoro, respectivamente. Durante el periodo de este estudio los tunicados, el principal alimento de *M. crenulata*, no se encontraron en el medio por lo que se desconoce la señal isotópica de los mismos. A futuro es necesario incluir la señal isotópica de los tunicados para poder hacer un comparativo de los resultados obtenidos en este estudio y los resultados del análisis de su contenido estomacal, y de esta manera corroborar la posición trófica de *M. crenulata*.

Referencias

Aguilar-Mora, F. 2009. *Dieta natural de Megathura crenulata (Sowerby, 1825) en arrecifes rocosos de la costa Pacífica de Baja California Sur, México*. Tesis de licenciatura. UMSNH, Morelia, 63 p.

Aguilar-Rosas, R., G. Torres Moye & A. Almanza Heredia. 1990. Análisis cualitativo de la dieta macroalgal del caracol *Astrea undosa* (Wood 1828), en Punta Banda, Baja California, México. *Cienc. Mar.*, 16: 111–120.

Curtis, H. & N.S. Barnes. 2000. *Biología*. Editorial Panamericana, Colombia, 1491 p.

DeNiro, M. & S. Epstein.1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotope in animals. *Geoch. Cosmo. Acta*, 42: 495–506.

DeNiro, M. & S. Epstein. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotope in animals. *Geoch. Cosmo. Acta*, 45: 341–351.

Fantle, M., A. Dittel, S. Schwalm, C. Epifanio & M. Fogel. 1999. A food web analysis of the juvenile blue crab, *Callinectes sapidus*, using stable isotope in

whole animals and individual amino acids. *Oecologia*, 120: 416–426.

Grall, J., F. Loch, B. Guyonnet & P. Riera. 2006. Community structure and food web based on stable isotopes ($\delta^{15}N$ and $\delta^{13}C$) analysis of a North Eastern Atlantic maerl bed. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 338: 1–15.

Iken, K., M.L. Quartino & C. Wiencke. 1999. Histological identification of macroalgae from stomach contents of the Antarctic fish *Notothenia coriiceps* Using semi-thin sections. *Mar. Ecol.*, 20: 11–17.

Mazariegos-Villarreal, A. 2003. *Componentes de la dieta natural del abulón azul (Haliotis fulgens Philippi), en dos localidades de la costa pacífica de Baja California Sur, México*. Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 72 p.

Minagawa, M. & E. Wada. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between ^{15}N and animal age. *Geoch. Cosmo. Acta*, 48: 1135–1140.

Morris, H.R., D.P. Abbott & E.C. Haderlie. 1980. *Intertidal Invertebrates of California*. Stanford University Press, Stanford, 690 p.

Pasquaud, S. & J. Lobry. 2007. Facing the necessity of describing estuarine ecosystems: a review of food web ecology study techniques. *Hydrobiologia*, 588: 159–172.

Peterson, B.J. & B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu. Rev. Ecol. Syst*, 18: 293–320.

Roman-Reyes, J.C. 2003. *Información ecológica a partir del análisis de isótopos estables de carbono y nitrógeno en las cadenas tróficas*. Documento predoctoral. CICIMAR, La Paz, 58 p.

Sharp, Z. 2007. *Principles of Stable Isotope Geochemistry*. Prentice Hall, Nueva Jersey, 334 p.

Tienszen, L.L., T.W. Boutton, K.G. Tesdahl & N.A. Slade. 1983. Fractionation and turn-over of stable carbon isotopes in animal tissues: implication for $\delta^{13}C$ analysis of diet. *Oecologia*, 57: 32–37.

Unkovich, M., J. Pate, A. McNeill & J. Gibbs. 2001. *Stable Isotope Techniques in the Study of Biological Processes and Functioning of Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 281 p.

Wefer, G. & J. Killingley. 1986. Carbon isotopes in organic matter from a benthic algae *Halimeda incrassata* (Bermuda): effect of light intensity. *Chem. Geol.*, 59: 321–326.

Capítulo 14

Dieta natural de *Megathura crenulata* (Sowerby, 1825) en arrecifes rocosos de la costa Pacífica de Baja California Sur

Fatima Aguilar-Mora

UMSNH

Resumen

En el presente estudio se describe la dieta natural de *Megathura crenulata* a partir del análisis del contenido estomacal de organismos provenientes de tres arrecifes rocosos, Piedra de Lobo, Rincón de Méndez y Piedra de Trini, ubicados en la costa del Pacífico de Baja California Sur. Se identificaron un total de 81 componentes alimentarios como parte de la dieta de *M. crenulata* los cuales incluyen cianofitas filamentosas, diatomeas, algas pardas, algas rojas, pasto marino, foraminíferos, hidrozoarios, nemátodos, bivalvos, gasterópodos, crustáceos, briozoarios, urocordados y otros componentes como arena, piedras finas, tejido animal y material no identificable. El componente más importante fue el tunicado, y en menor porcentaje le siguieron *Eudendrium* sp. y las algas *Rhodymenia* sp., *Pterosiphonia* sp., *Corallina* sp., *Cystoseira osmundacea* y *Cryptopleura* sp.

Palabras clave: dieta natural, contenido estomacal, *Megathura crenulata*, tunicado, algas, arrecifes rocosos

Natural diet of Megathura crenulata (Sowerby, 1825) in rocky reefs of the Pacific coast of Baja California Sur

Abstract

In this study the natural diet of Megathura crenulata is described by means of the stomach contents analysis from individuals from three rocky reefs, Piedra de Lobo, Rincón de Méndez, and Piedra de Trini located in the Pacific Coast of Baja California Sur. A total of 81 components were identified as part of M. crenulata's diet, which included filamentous cyanophytes, diatoms, brown algae, red algae, seagrass, foraminifers, hydrozoans, nemathods, bivalves, gastropods, crustaceans, bryozoans, urochordates, and other components such as sand, fine rocks, animal tissue, and unidentifiable material. The most important component was tunicate, followed by Eudendrium sp. and the algae Rhodymenia sp., Pterosiphonia sp., Corallina sp., Cystoseira osmundacea, and Cryptopleura sp.

Keywords: natural diet, stomach contents, *Megathura crenulata*, tunicate, algae, rocky reefs

Introducción

Megathura crenulata (Sowerby, 1825) es un gasterópodo marino comúnmente conocido como lapa. Se encuentra frecuentemente en grietas y espacios protegidos dentro de las rocas, en aguas de la zona intermareal baja y del submareal, compartiendo su hábitat con abulones y otros caracoles marinos (Morris *et al*., 1980). Se distribuye en las costas del Pacífico, desde el Condado de Mendocino en California, EUA (40º N; 115º W) hasta Isla Asunción en Baja California Sur, México (27º N; 115º W). Esta especie es importante comercialmente ya que de ella se obtiene hemocianina (*Keyhole limpet hemocyanin*, KLH), que es una proteína respiratoria extracelular que se emplea en el tratamiento de ciertos tipos de cáncer, y como coadyuvante de la respuesta inmune (Harris & Markl, 1999, 2000).

En las costas del Pacífico Mexicano se ha reportado que este gasterópodo es una de las especies importantes de la fauna de arrecifes rocosos donde también habitan otras especies como el caracol panocha *Megastraea undosa* Wood y abulones como *Haliotis fulgens* Philippi y *H. corrugata* Wood (Guzmán del Próo *et al*., 1991). En estos arrecifes, las especies de flora dominantes son las algas pardas *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) Agardh y *Eisenia arborea* Areschoug, además de algas coralinas. A pesar de su importancia ecológica y comercial son pocos los trabajos que se han realizado sobre la ecología trófica de *M. crenulata*.

En la región, los estudios sobre dietas naturales y preferencias alimenticias en gasterópodos se han orientado a especies de interés comercial como abulón (Serviere-Zaragoza *et al*., 1998; Mazariegos-Villareal, 2003; Guzmán del Próo *et al*., 2003) y caracol panocha (*Astrea undosa*, Aguilar-Rosas *et al*., 1990). *Megathura crenulata* ha sido reportada como una especie omnívora (Guzmán del Próo *et al*., 1991), la cual consume algas marinas y ascidias coloniales (Morris *et al*., 1980). Sin embargo, no se dispone de información específica donde se analicen los componentes importantes de la dieta de *M. crenulata* por lo que este estudio tiene como objetivo conocer la dieta natural de esta especie a partir del análisis del contenido estomacal de organismos colectados en tres arrecifes rocosos de la costa occidental del Pacífico de Baja California Sur.

Material y métodos

En la costa occidental del Pacífico de Baja California Sur se seleccionaron tres arrecifes rocosos: Piedra de Lobo en La Bocana (LO, 26° 45' N; 113° 43' O); Rincón de Méndez (RM, 27° 38' N; 114° 51' O) y Piedra de Trini (PT, 27° 39' N; 114° 54' O) en Bahía Tortugas (ver Capítulo 8, Figura 1). En cada arrecife se colectaron 15 individuos adultos de *Megathura crenulata* en julio y noviembre del 2006 y marzo del 2007, excepto en LO en julio y noviembre 2006, que se colectaron 5 y 10 individuos, respectivamente, debido a que no se encontraron más. La búsqueda de organismos se hizo mediante buceo autónomo y la colecta de forma manual por la mañana. Fueron transportados al laboratorio donde se midió longitud y peso total (Figura 1). Posteriormente, los organismos fueron disectados para extraer y recuperar su contenido estomacal. El material recuperado se colocó en frascos con una solución de formol al 10 % con agua marina para su conservación y posterior análisis.

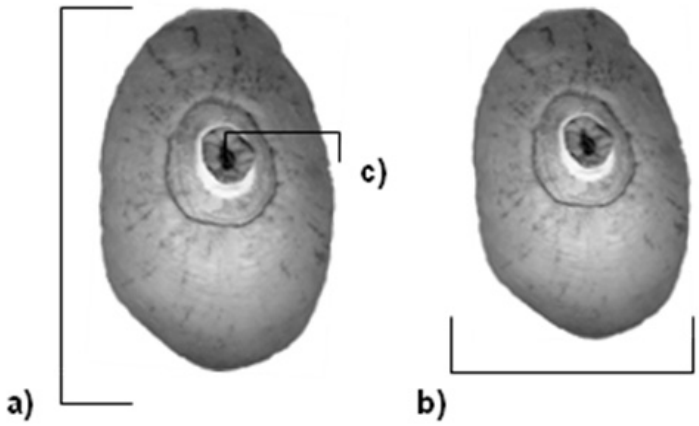

Figura 1. Datos morfológicos de *Megathura crenulata*. a = longitud; b = ancho y c = altura.

Obtención y revisión del contenido estomacal

El contenido estomacal se pasó por un tamiz de 700 µm y se lavó con abundante agua y se revisó usando un microscopio estereoscópico. Se identificaron los fragmentos diferentes hasta el mínimo nivel taxonómico posible con base en su morfología externa e interna. La abundancia relativa de los distintos componentes fue estimada a partir de 1 g de contenido estomacal diluidos en 30 ml de agua, que se colocaron en una caja de Petri previamente marcada con 40 puntos que correspondieron a los fragmentos determinados. Para la revisión y análisis de los componentes se emplearon los métodos de Hyslop (1980) y Mazariegos-Villareal (2003). Para la identificación de algas se utilizaron los trabajos de Joly (1967) y Abbott & Hollenberg (1976); para animales, las claves de identificación especializada de Keen (1971), Morris *et al*. (1980), Kozloff (1987) y Brusca (1990).

El análisis del espectro trófico total de *M. crenulata* se realizó utilizando los métodos de frecuencia de aparición (FA), también llamada "frecuencia de ocurrencia". Esta se calculó como el porcentaje de la totalidad de estómagos en los que apareció un determinado componente:

$$\%FA = (Ni / NT) * 100$$

donde FA = frecuencia de aparición del componente *i*; *Ni* = número de estómagos que tenían el alimento *i*; *NT* = número total de estómagos analizados. El índice de importancia relativa (IIR) se utilizó para mostrar los componentes alimentarios de mayor importancia dentro del espectro trófico de *M. crenulata* utilizando la siguiente expresión (Yáñez-Arancibia *et al.,* 1976):

$$IIR = (\%A * \%FA) / 100$$

donde *%A* es el porcentaje de fragmentos del componente.

Resultados

En total se revisó el contenido estomacal de 119 organismos, los cuales presentaron una longitud y peso total promedio de 126.0 mm ± 18.2 (DE) y 291.9 g ± 94.0 (DE), respectivamente. En general, el número de estómagos analizados por sitio en cada una de las fechas fue suficiente para tener representados los componentes más importantes de la dieta de *M. crenulata*. En total se

identificaron 81 componentes alimentarios, los cuales incluyeron varias especies de algas: cianofitas filamentosas, diatomeas, algas pardas (4), algas rojas (26) y pasto marino (1). Entre la fauna se encontraron foraminíferos, hidrozoarios (6), nemátodos (1), bivalvos (5), gasterópodos (18), crustáceos (8), briozoarios (4) y urocordados (2). Otros componentes fueron arena, piedras finas, tejido animal y gran cantidad de material digerido con aspecto gelatinoso.

El contenido estomacal estuvo formado por fragmentos pequeños de algas e invertebrados incompletos, lo que limitó su identificación a nivel de especie, por lo que algunas formas de algas quedaron a nivel de género, uno a especie y otro simplemente denominado roja. Lo mismo sucedió para el grupo de los gasterópodos. En urocordados fue posible identificar el género *Metandrocarpa*, pero no entre *Didemnum* y *Tridemnum*, por lo que se denominó como tunicado a este complejo. Las cianofitas filamentosas, diatomeas y foraminíferos fueron identificados hasta nivel de grupo.

De los 81 componentes identificados, 37 se encontraron en LO, 46 en RM y 31 en PT. Cincuenta y siete componentes fueron comunes en los contenidos de los organismos colectados en los tres sitios al menos en una fecha, como el alga parda *Cystoseira osmundacea* (Turner) C. Agardh, el alga roja *Cryptopleura* sp. y el hidrozoario *Eudendrium* sp. y un tunicado. En contraste, algunos componentes sólo aparecieron en uno de los sitios. Por ejemplo, las algas *Callithamnion* sp., *Prionitis* sp. y los animales como *Dynamena* sp. y *Ensitellopsis* sp., entre otros sólo se encontraron en organismos colectados en LO (Tabla 1).

En el total de estómagos analizados los componentes más frecuentes en la dieta de *M. crenulata* fueron un tunicado (94.12%) y el hidrozoario *Eudendrium* sp. (63.87%), seguidos de las algas Corallina sp. (49.58%), *Pterosiphonia* sp. (48.74), *Rhodymenia* (48.74%), *Cystoseira osmundacea* (43.70%) y *Cryptopleura* (36.97%). De acuerdo con el IIR se encontró que el componente más importante fue el tunicado (60%), en menor porcentaje le siguieron *Eudendrium* sp. (9%) y las algas *Rhodymenia* sp. (6%), *Pterosiphonia* sp. (5%), *Corallina* sp. (5%), *Cystoseira osmundacea* (5%) y *Cryptopleura* (4%).

Tabla 1. Listado de componentes alimentarios consumidos por *Megathura crenulata* en Piedra de Lobo (LO), Rincón de Méndez (RM) y Piedra Trini (PT).

	LO			RM			PT		
Grupos y especies	jul	nov	mar	jul	nov	mar	jul	nov	mar
Cianofitas filamentosas									X
Diatomeas			X			X	X	X	X
Algas café									
Cystoseira osmundacea	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dictyota sp.			X		X	X		X	X
Macrocystis pyrifera			X			X		X	
Sphacelaria sp.									X
Algas rojas									
Antithamnion defectum						X	X		X
Bossiella sp.							X	X	
Callithamnion sp.			X						
Callophyllis sp.	X			X					
Carpopeltis sp.				X		X			
Ceramium sp.		X	X			X			
Corallina sp.			X	X	X	X	X	X	X
Cryptopleura sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dasya sp.		X				X		X	
Delesseriaceae		X	X		X		X	X	X
Gelidium sp.		X	X	X	X	X	X	X	X
Griffithsia sp.			X	X	X	X	X	X	X
Halymenia sp.				X					
Hypnea sp.						X			
Murrayellopsis sp.			X		X	X	X	X	X
Myriogramme sp.			X			X	X		X
Nienburgia sp.			X	X	X	X			X
Peyssonnelia sp.					X				
Phycodrys sp.			X	X		X	X		

Tabla 1. Continuación...

Platysiphonia sp.		X	X	X		X		X	X
Plocamium sp.				X	X	X			
Polysiphonia sp.			X			X		X	
Prionitis sp.			X						
Pterosiphonia sp.		X	X	X	X	X	X	X	X
Rhodymenia sp.		X	X	X	X	X	X	X	X
Roja						X			X
Pastos									
Phyllospadix torreyi				X	X	X			X
Foraminíferos		X	X	X	X	X	X	X	X
Hidrozoarios									
Dynamena sp.			X						
Eudendrium sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ofelia sp.				X					
Plumularia sp.	X		X			X			X
Sertularella sp.		X			X		X		X
Sertularia sp.				X				X	
Briozoarios									
Yugula sp.		X	X						
Crisia sp.	X		X					X	
Scrupocellaria sp.			X	X		X		X	X
Zoobotryon sp.	X		X						
Nematodo		X	X	X	X	X	X	X	X
Tunicados									
Metandrocarpa sp.					X	X	X	X	X
Tunicado	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Gasterópodos									
Aclididae			X						
Aesopus sp.						X			
Balcis sp.			X						X

Tabla 1. Continuación...

Buccinidae					X	X		X	X
Capulus sp.					X				
Cerithiopsis sp.		X	X				X	X	X
Conus sp.						X			
Crepipatella lingulata		X							
Epitonium sp.					X		X	X	
Gasterópodo		X		X					
Littorina sp.			X				X	X	
Natica sp.			X						
Naticido sp.					X				
Odosthomia sp.						X			
Rissoella sp.	X		X	X	X	X	X	X	X
Turbinilla sp.						X			
Turritellidae		X	X		X	X		X	X
Vermicularia sp.			X		X				X
Bivalvos									
Ensitellopsis sp.		X	X						
Petricola sp.		X	X	X	X	X	X	X	X
Protothaca sp.		X	X	X	X	X		X	X
Tellinidae					X	X			
Veneridae					X				
Crustáceos									
Anfípodo			X				X	X	
Cerapus tubularis		X	X	X	X	X	X	X	
Gnathia steveni				X					
Harpacticoideo sp.			X						
Idotea sp.				X	X				
Leptochelia dubia			X						
Ostrácodo					X				
Paracerceis sp.						X			

Discusión

En las costas del Pacífico de Baja California se ha reportado que *Megathura crenulata* se distribuye hasta Isla Asunción en Baja California Sur (27° N; 115° W) (Harris & Markl, 1999, 2000), no obstante, en este trabajo se colectaron organismos en Piedra Lobo, a 64 kilómetros al sur de Isla Asunción, lo cual representa una ampliación en el rango de distribución de la especie, por lo que se sugiere realizar visitas a distintos arrecifes al sur de Bahía Asunción y hasta Isla Magdalena para ubicar con precisión el límite sur de la distribución de esta especie.

En el presente estudio los resultados indican que *M. crenulata* es un organismo omnívoro que se alimenta de una gran cantidad de especies, alrededor de 80, entre las que se identificaron cianofitas filamentosas, diatomeas, algas pardas y algas rojas, pasto marino, foraminíferos, hidrozoarios, nemátodos, bivalvos, gasterópodos, crustáceos, briozoarios y urocordados, así como arena, piedras finas y tejido animal no identificable. Los principales grupos consumidos por esta especie fueron el de los tunicados, el hidrozoario *Eudendrium* sp., el alga parda *Cystoseira* y algunos géneros de algas rojas como *Corallina*, *Cryptopleura*, *Pterosiphonia* y *Rhodymenia*. En el caso de los tunicados, el mayor porcentaje fue para uno de los géneros *Didemnum* o *Trididemnum*, los cuales no pudieron ser diferenciados por estar incompletos. El resto de las especies del contenido estomacal pueden considerarse especies que son ingeridas incidentalmente con su alimento principal.

Para *M. crenulata*, los invertebrados son parte importante de su dieta, resaltando los tunicados como el componente alimentario de mayor aporte en comparación con foraminíferos, hidrozoarios, bivalvos y gasterópodos, entre otros; por lo que se considera que la ingestión de tunicados es dirigida dada su importancia en los contenidos estomacales; mientras que los otros animales viven adheridos a las algas, por lo que se considera que se ingieren junto con ellas. En los arrecifes donde *Megathura* fue colectada, las algas pardas *Eisenia arborea* y *Macrocystis pyrifera* son elementos dominantes de la flora local, a excepción de *Macrocystis* en Piedra de Lobo (dado el límite de distribución de esta especie).

Sin embargo, estas especies no formaron parte importante de la dieta de este organismo y sólo se encontraron algunos fragmentos de *M. pyrifera* en individuos colectados en Rincón de Méndez. Esto puede deberse a que *Megathura* se alimenta mayormente de los raspados que hace alrededor de las rocas donde habita más que de las hojas que puedan llegar a la deriva, como en el caso de los abulones (Tutschulte & Connel, 1988).

La dieta que un organismo consume en su medio debe considerarse como un compromiso entre una dieta balanceada y factores como disponibilidad, rechazo y la variación de los componentes presentes en el ambiente, por lo que el organismo debe estar obteniendo de los animales y de las macroalgas diferentes compuestos nutricionales, que son aprovechados de acuerdo a sus requerimientos. El valor nutricional del alimento depende no solamente de su composición química, sino de otros factores como biodisponibilidad, palatabilidad, digestibilidad y absorción (Mercer *et al.,* 1993). A futuro, se requieren de estudios sobre el aprovechamiento de los principales componentes de la dieta de *Megathura* para conocer su valor nutricional para estos gasterópodos.

Referencias

Abbott, I.A. & J. Hollenberg. 1976. *Marine Algae of California*. Stanford University Press, Stanford, 827 p.

Aguilar-Rosas, R., G. Torres-Moye & A. Almaza-Heredia. 1990. Análisis cualitativo de la dieta macroalgal del caracol *Astrea undosa* Wood 1828, en Punta Banda, Baja California, México. *Cienc. Mar.*, 16(4): 111–120.

Brusca, R.C. 1990. *Invertebrates*. Sinauer Associates, Boston, 922 p.

Guzmán del Próo, S.A., S.R. Mille-Pagaza, S. Campa-Guzmán, J. Carrillo-Laguna, A. Pereira-Corona, J. Belmar-Pérez, M.J. Parra-Alcacer & A.C. Luque-Guerrero. 1991. La comunidad bentónica de bancos de abulón (*Haliotis* spp. Mollusca: Gastropoda) en Bahía Tortugas, Baja California Sur, México. *An. Esc. Nal. Cienc. Biol.*, 36: 27–59.

Guzmán del Próo, S., E. Serviere–Zaragoza & D. Siqueiros–Beltrones. 2003.

Natural Diet of juvenile abalone *Haliotis fulgens* and *Haliotis corrugata* (Mollusca: Gastropoda) in Bahía Tortugas, Mexico. *Pac. Sci.*, 57(3): 319–324.

Harris, J.R. & J. Markl. 1999. Keyhole limpet hemocyanin (KLH): a biomedical review. *Micron*, 30: 597–623.

Harris, J.R. & J. Markl. 2000. Keyhole limpet hemocyanin: molecular structure of a potent marine immune activator. *Eur. Urol.*, 37: 24–33.

Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application-. *J. Fish. Biol.*, 14: 411–429.

Joly, A.B. 1967. *Gêneros de Algas Marinhas da Costa Atlântica Latino-americana*. Editora Universidad de De Sao Paulo, Sao Paulo, 421 p.

Keen, M.A. 1971. *Sea Shell of Tropical West America. Marine Mollusks from Baja California to Peru*. Stanford University Press, Stanford, 1054 p.

Kozloff, E.N. 1987. *Marine Invertebrates of the Pacific Northwest*. University of Washington, Washington, 511 p.

Mazariegos-Villareal, A. 2003. *Componentes de la dieta natural del abulón azul, Haliotis fulgens Philippi, en dos localidades de la costa pacifica de Baja California Sur, México*. Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 72 p.

Mercer, J.P., K. Mai & J.J. Donlon. 1993. Comparative studies on the nutrition of two species of abalone, *Haliotis tuberculata* Linnaeus and *Haliotis discus hannai* Ino. Effects of algae diets on growth and biochemical composition. *Inv. Reprod. Dev.*, 23(2-3): 75–88.

Morris, H.R., D. Abbott & E. E. Haderlie. 1980. *Intertidal Invertebrates of California*. Stanford University Press, Stanford, 690 p.

Serviere-Zaragoza, E., D. Gómez-López & G. Ponce Díaz. 1998. The natural diet of the green abalone (*Haliotis fulgens* Philippi) in the southern part of its range, Baja California Sur, Mexico, assessed by an analysis of gut contents. *J. Shell. Res*., 17(3): 777–782.

Tutschulte, T.C. & J. Connel. 1988. Feeding behaviour and algal food of three species of abalones (*Haliotis*) in southern California. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 49: 57–64.

Yáñez-Arancibia, A., J. Curiel-Gómez & L. De-Yáñez. 1976. Prospección biológica y ecológica del bagre marino *Galeichthys caerulescens* (Gunther) en el sistema lagunar costero de Guerrero, México. (Pises: Ariidae). *An. Centro Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 3: 125–180.

Capítulo 15

Condición fisiológica de la almeja generosa, *Panopea globosa*, en Bahía Magdalena, BCS

Laura Margarita Cruz-Gómez

CIBNOR
Becaria CONACYT 236228

Resumen

La almeja *Panopea globosa* es una especie vulnerable y de interés comercial. Con la finalidad de contribuir con indicadores biológicos útiles en el análisis de alternativas para su manejo, se estudió la condición fisiológica de *P. globosa* mediante el índice de condición (IC) y el índice de glándula digestiva (IGD); y se relacionaron con factores ambientales. El IC demostró ser buen indicador del periodo reproductivo y el IGD del periodo en que se alimenta la almeja. En conjunto, los índices representan una aproximación metabólica. En relación con los factores ambientales, se comprobó que el estado fisiológico de la almeja depende directamente de la disponibilidad de alimento e indirectamente de la temperatura.

Palabras clave: *Panopea globosa*, índice de condición, índice de glándula digestiva, Bahía Magdalena

Physiological condition of geoduck clam, Panopea globosa, in Bahía Magdalena, BCS

Abstract

The geoduck clam, Panopea globosa, is a vulnerable species of commercial interests. In order to contribute with useful biological indicators in the analysis for management alternatives, this study addresses the physiological condition of Panopea globosa by the condition index (IC) and the digestive gland index (IGD) that were both related to environmental factors. The IC proved to be a good indicator of the reproductive period and the IGD a good indicator of the period in which the clam feeds. Overall, the index rates represent a metabolic approximation. In relation to environmental factors, it was found that the physiological state of the clam is directly dependent on food availability and indirectly on temperature.

Keywords: *Panopea globosa*, condition index, digestive gland index, Bahía Magdalena

Introducción

Las almejas del género *Panopea*, comúnmente conocidas en México como almejas generosas, son comercialmente importantes debido a que son recursos altamente demandados en el mercado asiático donde alcanzan precios altos. En México, existen dos especies de esta almeja, *Panopea abrupta*, que se distribuye desde Alaska hasta Isla Cedros en Baja California y *Panopea globosa*, distribuida desde el interior del Golfo de California hasta Bahía Magdalena, en la costa Pacífico de BCS (González-Peláez *et al*., en prensa). Su explotación inició en el año 2002 en Baja California y a medida que se fueron descubriendo nuevos bancos, la pesquería se extendió hacia los estados de Sonora y Baja California Sur (Botello *et al*., 2011). A la fecha se han realizado estudios puntuales de prospección y evaluación de las poblaciones en los bancos que se han localizado. Sin embargo, aun no se cuenta con la suficiente información biológica para realizar un plan de manejo integrado, además, se ha reportado la disminución de sus poblaciones. Cabe resaltar la importancia y lo apremiante de integrar este documento rector, debido a las características que estas almejas presentan en su historia de vida y que hacen que sean particularmente vulnerables a los efectos de la pesca. Dentro de estas características se encuentran las bajas tasas de reclutamiento, lento crecimiento y limitada distribución, anticipando un escenario de lenta recuperación en sus poblaciones (Botello *et al.,* 2011).

En Baja California Sur, se han realizado estudios de la población de *P. globosa* en Bahía Magdalena con el objetivo de identificar aspectos que permitan hacer un mejor uso del recurso. Dentro de estos estudios se ha descrito su ciclo reproductivo, que inicia en el mes de noviembre, en enero-febrero maduran y en marzo-abril desovan. También se identificaron variaciones mensuales en el peso de los organismos capturados por lo que surgió la pregunta ¿Qué factores son los que afectan las fluctuaciones en la biomasa de la población? Con la finalidad de contribuir con indicadores biológicos que incorporen nuevos puntos de referencia en el análisis de alternativas para el manejo de la población de almeja generosa, se estudió la condición fisiológica de *P. globosa* mediante diversos índices ecofisiológicos y se relacionaron con la temperatura y disponibilidad de alimento.

Justificación

Debido a que la almeja generosa que habita las costas mexicanas se considera una especie vulnerable a los efectos de la pesca, se requiere conocer qué factores y en qué forma afectan su condición fisiológica en el ambiente natural, para tener bases necesarias que pudieran ser de utilidad en el establecimiento de una futura producción acuícola y el manejo de ésta especie en cautiverio así como en condiciones naturales. Para éste tipo de evaluaciones se ha examinado el estatus ecofisiológico de organismos bivalvos y evaluado la calidad del ambiente por medio de los índices de condición basados en relaciones alométricas (Mann, 1978; Lucas & Beninger, 1985); ya que valores bajos de estos índices reflejan un déficit energético en los organismos, resultado del estrés ambiental o del periodo de desove (Brown & Hartwick, 1988; Villalejo-Fuerte *et al.,* 2005).

Material y métodos

De enero a octubre del 2007 se realizaron muestreos mensuales de la almeja *Panopea globosa* en el complejo Lagunar Bahía Magdalena BCS. Este se localiza en la costa occidental de la Península de Baja California entre los 24° 15' y los 24° 20' latitud N y los 111° 30' y 112° 15' longitud W. Comprende un total de 114,600 hectáreas y se encuentra protegido por una serie de islas y barreras de arena paralelas a la costa (Alvarez-Borrego *et al*., 1975), la temperatura superficial presenta un pronunciado cambio estacional (Lluch-Belda *et al.,* 2000). Se considera un área muy productiva con altas densidades de microfitoplancton prevaleciendo durante la mayor parte del ciclo anual (Gárate-Lizárraga & Siqueiros-Beltrones, 1998); presenta dos temporadas a través del año relacionadas con las variaciones anuales de temperatura, eventos de surgencia y corrientes de marea (Martínez-López, 1993). Por otra parte, se ha determinado que la laguna está constituida por sedimentos arenosos y limosos (Chávez & Schmitter, 1991).

Estimación de variables ambientales y recolecta de organismos

Para la estimación de variables ambientales en el área de recolecta, se realizó el registro de la temperatura *in situ* por medio de termógrafos sumergibles marca ONSET modelo HOBO en tres puntos dentro de la laguna (norte, medio y sur). Estos sensores se colocaron durante el primer muestreo y se recogieron en octubre del 2007. Se programaron para registrar la temperatura cada 30 min, a fin de conocer las variaciones de alta frecuencia y caracterizar los cambios térmicos a las que está sometida la población de *Panopea globosa*. Por otra parte, se determinó la concentración de clorofila *a* (medido en miligramos por metro cubico, mg m^{-3}) a partir de datos satelitales del SeaWiFS level-3 (http://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/) como una aproximación de la disponibilidad de fitoplancton útil como alimento para las almejas. Para ello se consideró un cuadrante de 9 km^2 ubicado en 24.605° N y 111.995° W.

Para la recolección de los organismos se empleó equipo de buceo tipo Hooka asistidos por una motobomba que impulsa agua desde la superficie a través de una manguera a fin de generar un chorro que permite remover el sustrato donde se hayan enterradas las almejas. Una vez capturados los organismos, se les realizó un corte a lo largo del manto y sifón para drenar el agua y obtener el peso total mediante una balanza electrónica ($\pm$1 g); enseguida, se separó la concha del tejido para obtener el peso del tejido y el de la concha. Posteriormente, se trasladaron las muestras de tejido al laboratorio de Ecofisiología en el CIBNOR para su conservación a -80°C. En el laboratorio, se obtuvieron los pesos ($\pm$1 g) del manto, músculo abductor, sifón y de la glándula digestiva que fue separada de la masa visceral (Figura 1). Finalmente, para obtener el peso del tejido seco, los tejidos húmedos se colocaron en charolas de aluminio y se mantuvieron en una estufa a 50°C durante ocho días, siendo pesados en balanza analítica ($\pm$0.01 g).

Índices de condición

Para evaluar la robustez de la almeja *Panopea globosa* en diferentes temporadas del año, se utilizó el índice de condición (IC) calculado mediante la relación del peso de tejido seco (Wtseco) entre el peso de la concha (Wc) por cien (fórmula modificada de lo propuesto por Walne & Mann, 1975 y Ruiz *et al.,* 1992). Para éste cálculo se utilizaron 11 organismos del mes de enero, 14 de marzo, 14 de abril,

11 de mayo, 8 de junio, 12 de julio, 9 de agosto, 8 de septiembre y 14 de octubre. Posteriormente, para evaluar en qué temporadas se alimentan éstas almejas, se utilizó el índice calculado con el peso de la glándula digestiva (Wgd) entre el peso total (Wt) multiplicado por cien, según lo propuesto por Gabr *et al*. (1999). Para éste cálculo se utilizaron 7 organismos del mes de enero, 13 de febrero, 11 de marzo, 14 de abril, 15 de mayo, 13 de junio, 15 de julio, 12 de agosto, 9 de septiembre y 2 de octubre. Este índice se denota como IGD.

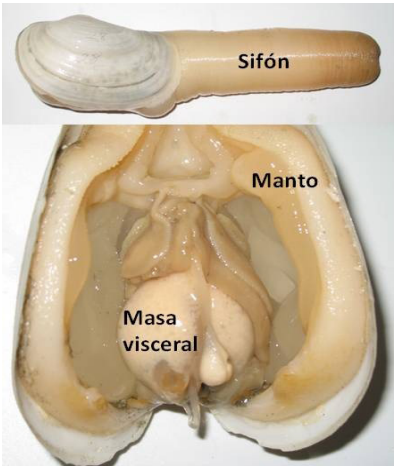

Figura 1. Fotografía de la almeja *Panopea globosa*. Corte transversal a lo largo del manto y sifón para visualizar órganos internos.

Análisis estadístico

Se efectuó la prueba de Kolmogorov-Smirnov en los datos de índice de condición y glándula digestiva. A las variables que cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas se les aplicó un ANOVA de una vía. En caso de encontrar diferencias significativas se realizaron pruebas estadísticas *a posteriori* de Tukey para la comparación de medias y detección de grupos homogéneos y heterogéneos ($p < 0.05$). También se realizó una regresión lineal entre los datos del peso de tejido húmedo y de tejido seco. Por otra parte, se realizó una correlación entre los datos mensuales del índice de la glándula digestiva y la concentración de clorofila *a* en Bahía Magdalena, utilizando una prueba de significancia de 0.5. Para todos los estadísticos se utilizó el programa Statistica (Ver. 6.0).

Resultados

Variación mensual de la temperatura y disponibilidad de alimento

Durante el ciclo anual, en Bahía Magdalena se observó el máximo de temperatura en octubre (22°C) y los valores mínimos en mayo y junio (14°C en ambos meses). Por su parte, la concentración de clorofila *a* presentó un pico máximo en el mes de julio con valores de 12 mg m^{-3} y un pequeño pico en el mes de abril con valores de 6 mg m^{-3}, así mismo, la concentración mínima se observó en los meses de enero y octubre con valores de 0.9 y 1.3 mg m^{-3}, respectivamente (Figura 2).

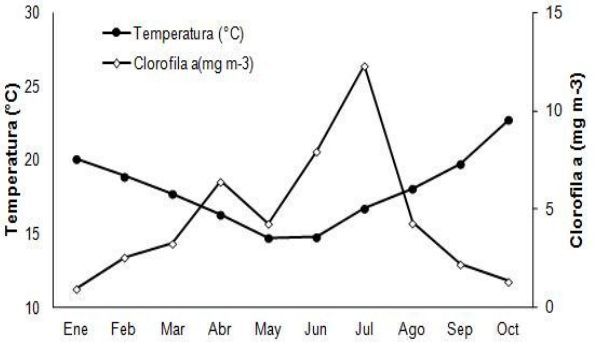

Figura 2. Variación mensual de la temperatura y clorofila *a* en Bahía Magdalena durante 2007.

Variación del peso de diferentes componentes corporales en *Panopea globosa*

Mediante el cálculo de la proporción del peso de los diferentes componentes corporales en *Panopea globosa*, se observó que el sifón representa entre 34% y 41% del peso del tejido. Seguido del manto, el cual representa entre 32% y 44%; la masa visceral de 14% a 18% y el músculo abductor de 2% a 3% (Tabla 1).

Variación de los Índices de condición en *Panopea globosa*

El índice de condición (IC) presentó el valor mínimo durante el mes de enero (42%); posteriormente, incrementó gradualmente hasta 65% en mayo. Particularmente en mayo y julio se observó el mayor incremento con valores de 65% y 68% respectivamente. De julio a septiembre presentó un descenso al 51%, y para octubre se observó nuevamente un incremento al 56% (Figura 3A).

Tabla 1. Porcentaje del peso (g) de diferentes componentes corporales en *Panopea globosa*. Los datos corresponden al promedio de 15 organismos mensuales.

Mes	% Masa visceral	% Manto	% Músculo	% Sifón
Enero	14.5	43.9	2.7	36.3
Febrero	17.5	31.9	2.4	34.9
Marzo	16.8	33.9	2.6	34.3
Abril	15.6	33.9	2.3	39.2
Mayo	17.8	34.2	3.1	38.2
Junio	16.3	39.4	2.6	38.1
Julio	16.2	32.4	2.5	41.3
Agosto	16.7	39.3	2.1	37.9
Septiembre	16.8	37.5	2.1	35.4
Octubre	14.1	38.9	1.9	37.3

Por último, mediante el Análisis de Varianza se observaron diferencias significativas ($F_{(8,92)} = 2.18$, $p < 0.05$), sin embargo aplicando la prueba *a posteriori* de Tukey, no se identificaron grupos heterogéneos, por lo que se utilizó la prueba *a posteriori* LSD estadísticamente menos rigorosa y de ésta forma se comprobó que en el mes de julio se obtuvieron los valores significativamente más altos.

Por su parte, el índice de glándula digestiva (IGD) que se utiliza para evaluar la temporada de alimentación de los organismos (indica cuando almacenan y utilizan sustancias energéticas), fue menor en enero con un valor de 2%. Posteriormente, incrementó de forma gradual de enero a abril alcanzando un valor del 4%, y en julio y septiembre presentaron los valores máximos de 5% (Figura 3B). Finalmente, por medio del Análisis de varianza se observaron diferencias significativas ($F_{(9,100)} = 5.77$, $p < 0.00001$) y mediante la prueba a posteriori de Tukey se observaron las diferencias significativas en el mes de julio. También se obtuvo una correlación positiva (0.64) entre los datos mensuales del IGD y la concentración de clorofila *a* en Bahía Magdalena. Por último, en la regresión lineal de pesos de tejido seco y tejido húmedo, se obtuvo una R^2 de 0.576. Además se observaron pocos casos que estuvieran alejados de la línea de tendencia (Figura 4).

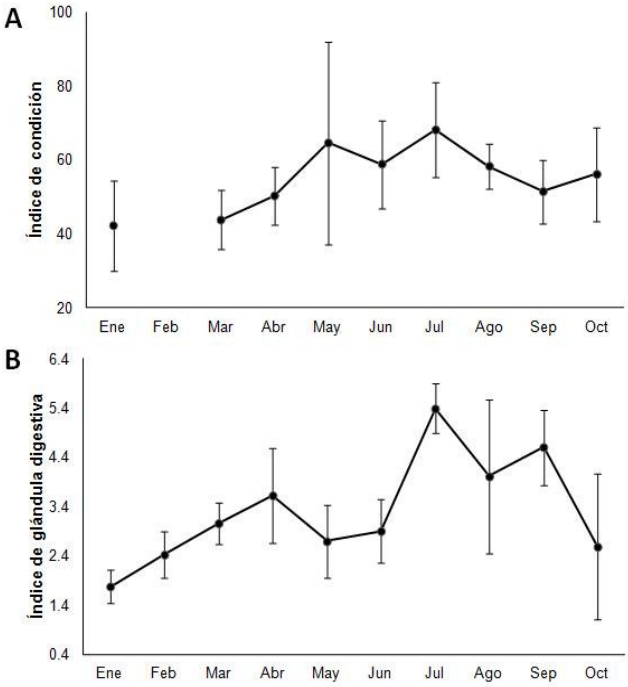

Figura 3. Variación mensual de índices ecofisiológicos en *Panopea globosa*. Las barras de error representan el intervalo de confianza al 95%.

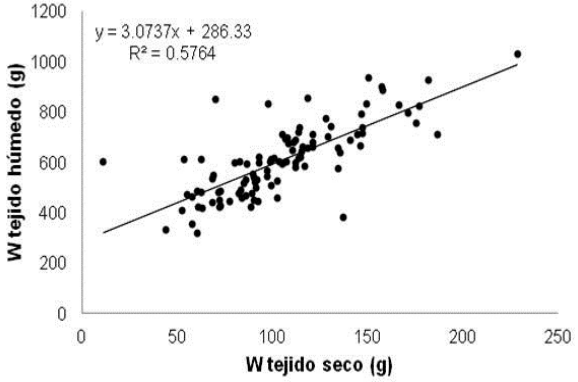

Figura 4. Regresión lineal entre pesos de tejido seco y pesos de tejido húmedo de *Panopea globosa*.

Discusión

En el presente estudio el índice de condición (IC) y el índice de glándula digestiva (IGD) en la almeja generosa, *Panopea globosa*, demostraron de manera general ser buenos indicadores de su estado reproductivo y de las temporadas en que almacenan energía; además se observó en su condición fisiológica un efecto directo de la disponibilidad de alimento e indirecto de la temperatura. A continuación se justifican éstas aseveraciones.

La correlación positiva que se obtuvo entre el IGD en *P. globosa* y los datos de la concentración de clorofila *a* en la laguna de Bahía Magdalena explican con los valores altos, los periodos en que se alimenta ésta almeja, y con los valores bajos los periodos en que presenta altos gastos de energía. Los resultados concuerdan con otros estudios en organismos bivalvos, en los que se observó un decremento progresivo del peso de la glándula digestiva durante periodos de inanición, por ejemplo, en dos tipos de mejillón *Mytilus edulis* y *Mytilus trossulus* (Cartier *et al*., 2004); en el calamar *Loligo gahi* (Ibáñez *et al*., 2005); en *Sepia officinalis* y *Sepia elegans* (Castro *et al.,* 1991). Además, el IGD permitió hacer una referencia del alto gasto de energía durante el periodo gametogénico, similar a lo que han demostrado Villalejo-Fuerte *et al.* (2005) en un estudio en donde relacionan el IGD y el índice gonadal en ostra *Spondylus princeps*.

El IC también mostró ser un buen indicador de los periodos con altos gastos de energía en *P. globosa* y de los periodos en que mantiene sus reservas. El periodo con mayor gasto de energía se observó durante enero, donde se presentaron los valores más bajos en el IC; esta disminución se atribuye al gasto de reservas para la formación del vitelo, debido a que en enero-febrero es cuando éstas almejas maduran. Este patrón se ha reportado en la almeja *Tapes philippinarum* (Kang *et al.,* 2007), pero no así para otros bivalvos, por ejemplo *Spisula solida* (Joaquim *et al.,* 2008) y *Marcia optima* (Suja & Muthiah, 2010), que presentaron el menor IC durante el proceso de desove. En *P. globosa* durante el mes de enero también se observaron los valores más bajos en el índice de glándula digestiva (IGD) y en la disponibilidad de alimento, lo cual sugiere que ésta almeja come muy poco durante esta temporada en la que requiere mucha energía.

Para compensar la baja disponibilidad de alimento, *P. globosa* requiere una estrategia conservadora en la utilización de reservas energéticas almacenadas en algún o algunos componentes corporales antes de la maduración. De acuerdo a los resultados en la variación del peso de los diferentes componentes corporales, en el mes de enero el manto presentó los valores más altos y para febrero, los valores más bajos; en cambio, la masa visceral que incluye como órgano asociado a la gónada, presentó un incremento en su peso de enero a febrero. Ello sugiere que el manto es el principal reservorio energético para el evento reproductivo y que aporta energía a la gónada. Esta estrategia fisiológica no concuerda con lo sugerido para los organismos bivalvos en los que se considera que el principal aporte de energía a la gónada es por medio del músculo abductor sugiriendo que el manto podría ser un reservorio pero no el de mayor importancia (Bayne, 1976).

Por otra parte, el IC fue un buen indicador de las temporadas en que se almacena energía, ello se comprobó con el mayor incremento en el mes de julio relacionado con el mayor incremento en IGD y disponibilidad de alimento; lo que sugiere rápida recuperación de sus reservas, por ejemplo en el sifón, el cual presenta los valores más altos en su peso durante este mes. El IC que se calcula con tejido seco y se emplea específicamente para explicar cómo la robustez de los organismos se relaciona con la calidad que ofrece su hábitat en términos de disponibilidad de alimento mediante una aproximación metabólica (Mann, 1978; Ruiz *et al*., 1992; Arellano-Martínez *et al*., 2004; Serdar & Lok, 2009; Suja & Muthiah, 2010; Yan *et al*., 2010; Li *et al.,* 2011). No obstante, considerando que mediante la exploración de los datos de tejido seco y húmedo se obtuvo una R^2 alta, se sugiere también la utilización de los datos de tejido húmedo para el cálculo del índice de condición, debido a que en algunas ocasiones no es posible obtener pesos secos.

Con relación a los factores ambientales, se conoce que en el complejo lagunar Bahía Magdalena la fluctuación de temperatura es un elemento primordial en los cambios en la productividad primaria (Cervantes-Duarte *et al*., 2011). Por ello, se considera que la temperatura es el actor clave que controla el ciclo reproductivo de *P. globosa*, influyendo indirectamente en la estacionalidad de su condición fisiológica. Por lo tanto, con base en las relaciones que se obtuvieron entre los índices ecofisiológicos con el ciclo reproductivo y factores ambientales,

se puede concluir que los cambios en la biomasa de *P. globosa* durante un ciclo son fuertemente influenciados por el ciclo reproductivo y la especie tiene la capacidad de aprovechar las temporadas con mayor disponibilidad de alimento para incrementar sus reservas energéticas a utilizar principalmente durante la gametogénesis.

Referencias

Álvarez-Borrego, S., L.A. Galindo Bect & B. Chee Barragán. 1975. Características hidroquímicas de Bahía Magdalena, B.C.S., México. *Cienc. Mar*., 2(2): 94–100.

Arellano-Martínez, M., I.S. Racotta, B.P. Ceballos-Vazquez & J.F. Elorduy-Garay. 2004. Biochemical composition, reproductive activity and food availability of the lion's paw scallop *Nodipecten subnodosus* in the Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, Mexico. *J Shellfish Res*., 23: 15–23.

Bayne, B.L. 1976. Aspects of reproduction in bivalve mollusks, 432–448. En: Vieley, M.L. (Ed.) *Estuarine Processes*. Academic Press, Nueva York.

Botello, R.M., T.R. Villaseñor & M.F. Rodríguez. 2011. *Ordenamiento de Pesquerías por Recursos Estratégicos de México*. CONAPESCA/SAGARPA, México, D.F., 300 p.

Brown, J.R. & E.B. Hartwick. 1988. Influences of temperature, salinity and available food upon suspended culture of the pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Aquaculture*, 70: 253–267.

Cartier, S., J. Pellerin, M. Fournier, E. Tamigneaux, L. Girault & N. Lemaire. 2004. Use of an index based on the blue mussel (*Mytilus edulis* and *Mytilus trossulus*) digestive gland weight to assess the nutritional quality of mussel farm sites. *Aquaculture*, 241: 633–654.

Castro, B.G., A. Guerra & C.M.F. Jardon. 1991. Variation in digestive gland weight of *Sepia officinalis* and *Sepia elegans* through their life cycles, 99–103. En: Boucaud-Camou, E. (Ed.) *Acta of the First International Symposium on the Cuttlefish Sepia*. Centre de Publications de L'Universite de Caen, Caen.

Cervantes-Duarte, R., S. López-López, E. González-Rodríguez & S. Futema-Jiménez. 2011. Ciclo estacional de nutrientes, temperatura, salinidad y

clorofila *a* en Bahía Magdalena, BCS, México. *Oceánides*, 25(2): 111–120.

Chávez, L.S. & J.J. Schmitter. 1991. *Distribución de sedimentos, material orgánica fosfatos y batimetría de la plataforma de Baja California, México (24-29º N)*. CIBNOR, La Paz, 66 p.

Gabr, H.R., R.T. Hanlon, S.G. El-Etreby & M.H. Hanafy.1999. Reproductive versus somatic tissue allocation in the cuttlefish *Sepia dollfuss* Adam (1941). *Bull. Mar. Sci*., 65: 159–173.

Gárate-Lizárraga, I. & D.A. Siqueiros-Beltrones. 1998. Time variation in phytoplankton assemblages in a subtropical lagoon system after the 1982-1983 "El Niño" event. *Pac. Sci.*, 52: 79–97.

González-Peláez, S.S., I. Leyva-Valencia, S. Pérez-Valencia & D.B. Lluch-Cota (en prensa Malacologia). Distribution limits of geoduck clams *P. generosa* and *P. globosa* in the pacific coast of México.

Ibáñez, C.M., J. Chong & M.C. Pardo-Gandarillas. 2005. Relaciones somatométricas y reproductivas del calamar *Loligo gahi* Orbigny, 1835 en Bahía Concepción, Chile. *Investigaciones Marinas*, 33(2): 211–215.

Joaquim, S., D. Matias, B. Lopes, W. Arnold & M.B. Gaspar. 2008. The reproductive cycle of white clam *Spisula solida* (L.) (Mollusca: Bivalvia): Implications for aquaculture and wild stock management. *Aquaculture*, 281: 43–48.

Kang, C.K., Y.S. Kang, E.J. Choy, D.S. Kim, B.T. Shim & P.Y. Lee. 2007. Condition, reproductive activity, and gross biochemical composition of the manila clam, *Tapes philippinarum* in natural and newly created sandy habitats of the southern coast of Korea. *J. Shellfish Res*., 26 (2): 401–412.

Li, Q., L. Yang, Q. Ke & L. Kong. 2011. Gametogenic cycle and biochemical composition of the clam *Mactra chinensis* (Mollusca: Bivalvia): Implications for aquaculture and wild stock management. *J. Mar. Biol. Res*., 7(4): 407–415.

Lluch-Belda, D., M.E. Hernández-Rivas, R. Saldinera-Martínez & R. Guerrero-Caballero. 2000. Variabilidad de la temperatura superficial del mar en Bahía Magdalena, B.C.S. *Oceánides*, 15: 1–23.

Lucas, A. & P.G. Beninger. 1985. The use of physiological condition indices in marine bivalve aquaculture. *Aquaculture*, 44: 87–200.

Mann, R. 1978. A comparison of morphometric, biochemical and physiological indexes of condition in marine bivalve mollusks, 484–497. En: Thorp, J.H. & J.W. Gibbons (Eds.) *Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems*.

DOE Symp. Ser. 48, Georgia.

Martínez-López, A. 1993. Distribución espacial de fitoplancton asociada con frentes en la costa occidental de Baja California Sur. *Investigaciones Marinas CICIMAR*, 8(2): 71–86.

Ruiz, C., D. Martinez, G. Mosquera, M. Abad & J.L. Sánchez. 1992. Seasonal variations in condition, reproductive activity and biochemical composition of the flat oyster, *Ostrea edulis*, from San Cibran (Galicia, Spain). *Mar. Biol.*, 112: 67–74.

Serdar, S. & A. Lok. 2009. Gametogenic cycle and biochemical composition of the transplanted carpet shell clam *Tapes decussatus*, Linnaeus 1758 in Sufa (Homa) Lagoon, Izmir, Turkey. *Aquaculture*, 293: 81–88.

Suja, N. & P. Muthiah. 2010. Variations in gross biochemical composition in relation to the gametogenic cycle of the baby clam, *Marcia optima* (Gmelin), from two geographically separated areas. *Indian J. Fish*., 57: 53–59.

Villalejo-Fuerte, M., A. Tripp-Quezada & F. García-Domínguez. 2005. Variación de los índices gonádicos, de rendimiento muscular y de la glándula digestiva de *Spondylus princeps* (Gray, 1925) (Mollusca: Bivalva) en Isla Cedros y Punta Eugenia, México. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 40: 87–90.

Walne, P.R. & R. Mann. 1975. Growth and biochemical composition of *Ostrea edulis* and *Crassostrea gigas*, 587–607. Proc. 9th Europ. Mar. Biol. Symp.

Yan, H., Q. Li, W. Liu, R. Yu & L. Kong. 2010. Seasonal changes in reproductive activity and biochemical composition of the razor clam *Sinonovacula constricta* (Lamarck 1818). *J. Mar. Biol. Res*., 6: 78–88.

Capítulo 16

Relación trófica entre peces de arrecife y manglar en Bahía de La Paz

Samuel Calderón-Liévanos

UABCS
Becario del proyecto 83339

Resumen

El interés sobre el estudio de la ecología trófica y hábitos alimentarios de los peces se ha incrementado significativamente en los últimos años, así como los estudios complementarios sobre la caracterización morfológica del tracto digestivo. Estos últimos enfatizan la existencia de una convergencia evolutiva de la morfología del tracto digestivo en especies no relacionadas filogenéticamente y variaciones morfológicas ontogénicas que se presentan como consecuencia de los requerimientos fisiológicos y nutricionales necesarios durante cada estadio de vida de los peces. En el presente trabajo se caracterizó la morfología del tracto digestivo y su relación trófica en 36 especies de peces de arrecife rocoso y 12 especies de manglar de La Paz, BCS, México. Los ejemplares de cada especie fueron fotografiados, pesados y medidos, caracterizando las estructuras identificadas del aparato digestivo y registrando datos merísticos y morfométricos para realizar análisis de similitud entre especies. El número de espinas del primer arco branquial, el largo del intestino, el tipo de dientes y los índices de apariencia de las aletas pectoral y caudal, fueron características que se relacionaron significativamente con la dieta de los peces. Por ejemplo, los dientes del tipo incisivos, viliformes o setiformes se relacionaron con el ramoneo de algas (*p. ej*. especies herbívoras); los cardiformes y caninos son afines a carnívoros con captura de presas en movimiento o con protecciones rígidas y la ausencia de dientes. En el caso de la longitud del intestino, se observó que los peces herbívoros presentan intestinos más largos para ampliar los tiempos de digestión de los alimentos, mientras que los intestinos cortos están relacionados con hábitos carnívoros.

Palabras clave: ecología, hábitos alimenticios, peces, arrecife, manglar

Trophic relationship between reef and mangrove fishes in Bahía de La Paz

Abstract

Interest on the study of fish trophic ecology and feeding habits has increased significantly in recent years, as well as additional studies on morphological characterization of the digestive tract. The latter emphasize on the existence of a convergent morphology evolution of the digestive tract in phylogenetically unrelated species, and ontogenetic morphological changes that occur as a result of physiological and nutritional requirements needed for each fish live stage. In this study was characterized the morphology of the digestive tract and trophic relationship of 36 species of rocky reef fish and 12 species of mangrove in La Paz, BCS. The specimens of each species were photographed, weighed, and measured prior to dissection, characterizing the structures identified in the digestive system and registering some meristic and morphometric data for similarity analysis between species. The number of bones on the first gill arch, intestine length, type of teeth, and rates of appearance of pectoral and pelvic fins were significantly related to the diet of fish. For example, incisor, setiform, villiform teeth types are related to grazing of algae (i.e. herbivores), cardiform and canine carnivore types are related to prey capture motion or rigid protection, and absence of teeth. For intestine length it could be observed that herbivorous fish tend to have longer intestines to extend food digestion, while short intestines are more related to carnivorous habits.

Keywords: ecology, feeding habits, fishes, reef, mangrove

Introducción

Investigaciones ecológicas sobre las relaciones tróficas y los hábitos alimentarios de los peces son importantes para comprender la estructura de las comunidades (Stella-Mejía & Garzón-Ferreira, 2000). Estudios ecomorfológicos complementarios que fortalecen el conocimiento de dichas relaciones caracterizan el tracto digestivo y su paralelismo con las presas que conforman la dieta. Trabajos pioneros mencionados por Wainwright & Bellowood (2002), describen tractos con diversas morfologías a veces fuertemente correlacionadas con la dieta de los peces y una convergencia evolutiva en especies no relacionadas filogenéticamente (Wootton, 1999). Como los peces presentan gran plasticidad trófica relacionada con su desarrollo ontogénico y con la diversidad y disponibilidad de presas potenciales en su hábitat (variación temporal y espacial) se planteó caracterizar la morfología del tracto digestivo de diversas especies de peces de arrecife rocoso y de manglar, para esquematizar la relación con sus hábitos alimentarios.

Material y métodos

En el arrecife de punta arena en el municipio de La Paz, BCS, se capturaron 1 ó 2 ejemplares de 25 especies de peces con diversos artes de pesca (fisga, redes, anzuelo, etc.). Las muestras de especímenes de manglar fueron proporcionadas por el Laboratorio de Ecología Pesquera del CIBNOR, cuya captura se realizó por medio de arrastres con chinchorro. Los ejemplares se fijaron en formol al 10% por un periodo aproximado de una semana y posteriormente se diseccionaron, fotografiaron y describieron las partes del tracto digestivo, desde el aparato mandibular hasta el término del intestino (ano).

Se tomaron diversas biometrías del tracto como son: la apertura del hocico (alto y ancho), longitud del intestino, conteo de filamentos y espinas branquiales, ciegos pilóricos, etcétera. Para comparar las medidas de las diferentes estructuras entre especies se estimaron proporciones del largo del intestino con respecto a la longitud estándar (Le-Lint); el número de espinas y filamentos branquiales con respecto a la longitud del primer arco. Se realizó una búsqueda bibliográfica sobre

la dieta de las especies para elaborar una base de datos de presencia-ausencia de los ITEMS presa descritos para cada especie, investigando el nivel trófico asignado para las especies en fishbase.org (Froese & Pauly, 2011). A partir de la información generada se realizaron análisis de correlación y similitud entre la morfología del tracto con la dieta y el nivel trófico de las especies.

Resultados

Relaciones tróficas de los peces de arrecife

Los análisis de similitud mostraron que las variables de longitud del intestino, número de ciegos pilóricos y branquiespinas, así como el número trófico (NT), fueron los elementos que mejor se relacionan con el tipo de dieta de las especies (Figura 1), donde los peces carnívoros (NT > 3.0) como lábridos y fistuláridos tuvieron una similitud del 90% por presentar un intestino corto (< 0.5 vez la longitud STD), ausencia o pocas branquiespinas (< 1 branquiespina por mm) y ausencia o de pocos ciegos pilóricos. Las especies herbívoras (NT < 2), como acantúridos y pomacéntridos presentaron un intestino largo (> 2.5 vez la longitud STD), pocos ciegos pilóricos (< 10) y una branquiespina por mm. Las especies omnívoras (*p. ej*. tetraodóntidos, mugílidos, pomacántidos), presentaron números intermedios de las variables consideradas. Las especies de las familias Labridae, Fistularidae, Pomacentridae, mantuvieron una agrupación entre sí por su similitud (90%) morfológica y trófica (Figura 2). La incorporación del índice de apariencia de la aleta caudal (IAAC) y de la aleta pectoral (IAAP) al análisis previo, mantuvo juntas a las especies que conforman las familias Labridae, Fistularidae y Pomacentridae por la similitud de su capacidad de nado (Figura 1).

Relaciones tróficas de los peces de manglar

El análisis de similitud indicó que 9 de las 12 especies representan familias diferentes y sólo *Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus dowii* y *Eugerres axillaris* correspondieron a la familia Gerreidae, cuyos ejemplares tuvieron mayor similitud (97%) entre sí, y a su vez con las especies *Haemulon axillaris* y *Lutjanus argentiventris* (similitud 95%) por la presencia de pocos ciegos pilóricos (3), intestinos cortos (< 1 vez la longitud STD) y un NT mayor a 3.3 (carnívoros).

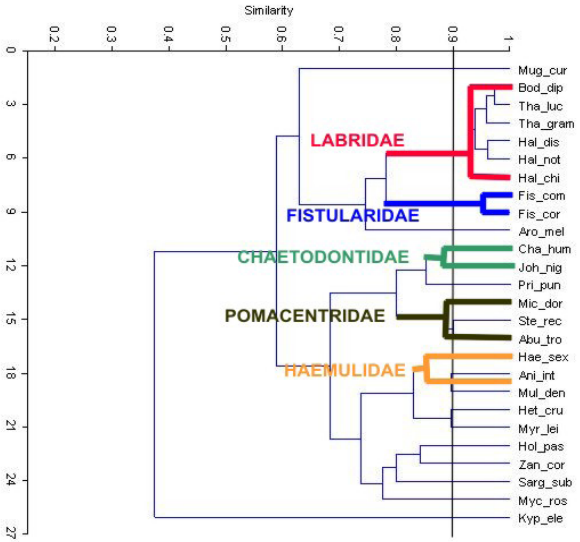

Figura 1. Índice de similitud Bray-Curtis de las especies de peces de arrecife rocoso considerando: número trófico (NT), aparato mandibular (dientes y tipo de boca), relación de la longitud del intestino con la longitud estándar, número de espinas en el primer arco branquial, cantidad de ciegos pilóricos e índice de apariencia de las aletas pectorales y aleta caudal.

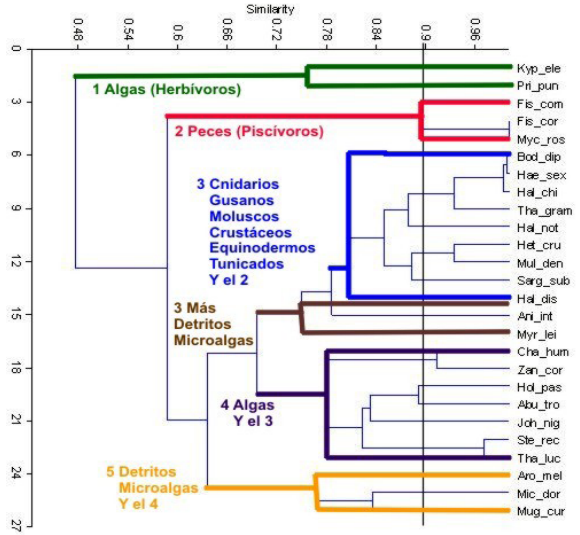

Figura 2. Índice de similitud Bray-Curtis de las especies de peces de arrecife rocoso considerando las características número trófico (NT) y grupos presa encontrados.

Estas cinco especies se relacionaron en un 78% con las especies *Paralabrax maculatofasciatus* y *Albula vulpes* cuya disimilitud está influenciada por presentar mayor número de ciegos pilóricos. El resto de las especies (*Anchoa helleri, Ctenogobius sagittula, Hyporhamphus naos, Mugil curema* y *Ophistonema libertate*) presentaron mayor variación morfológica y trófica por lo que mantienen una individualidad. Al incluir la variable del índice de apariencia, se mantiene muy similar el agrupamiento previo, denotando capacidades locomotoras similares entre las 7 primeras especies descritas y disimilitud entre las cinco restantes (Figura 3). La mayoría de las especies (nueve) presentaron hábitos carnívoros (NT > 3.3), de las cuales *P. maculatofasciatus* y *L. argentiventris* tuvieron una coincidencia de presas del 98% y de alrededor del 84% con *A. vulpes* y *H. axillaris*. En el caso de los gerréidos *E. dowii* y *E. axillaris*, estos presentaron una similitud de dieta de 92% siendo disimiles (< 75%) con los carnívoros previos y con *D. brevirostris* y *C. sagittula*. Las especies de hábitos omnívoros (*O. libertate* y *H. naos*) y detritívoros (*M. curema*) no tuvieron relación alguna entre ellas ni con el resto de las especies (Figura 4).

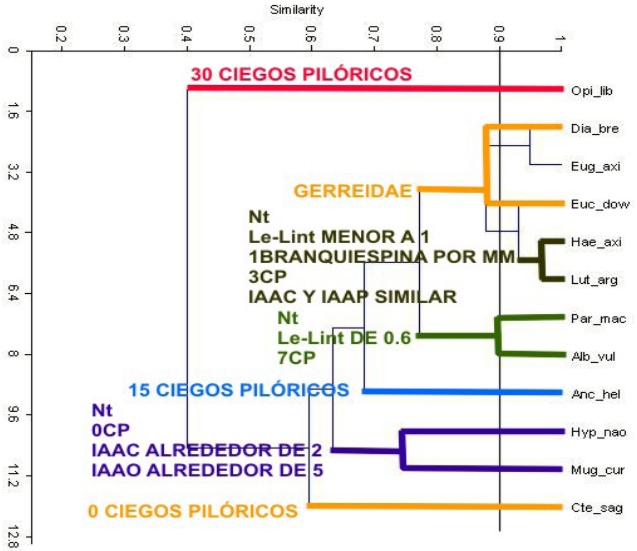

Figura 3. Índice de similitud Bray-Curtis de las especies de peces de manglar considerando las características: número trófico, relación de la longitud del intestino con la longitud estándar, número de espinas en el primer arco branquial, cantidad de ciegos pilóricos e índices de apariencia de la aleta caudal y pectoral.

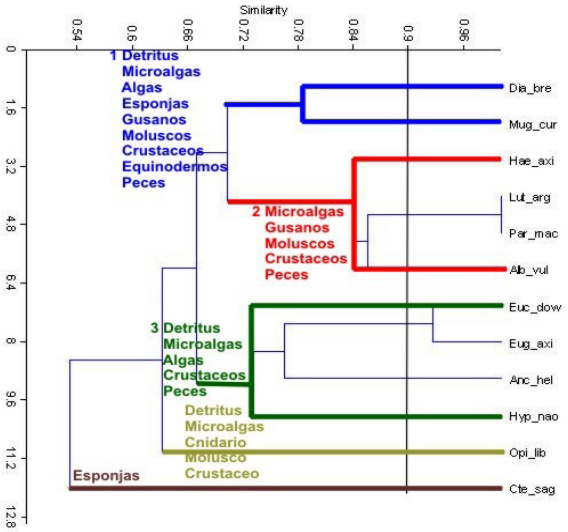

Figura 4. Índice de similitud Bray-Curtis de las especies de peces de manglar considerando las características número trófico y grupos presa encontrados.

Discusión

La caracterización generalizada de los tractos digestivos coincide con las descritas por la literatura para las especies de hábitos alimentarios similares. En el caso de los peces de hábitos herbívoros (*p. ej. Kyphosus elegans, Prionurus punctatus*) fue típica la presencia de dientes incisivos (aunque algunos pueden presentar dientes setiformes); ausencia o pocos ciegos pilóricos e intestinos largos, generalmente con más de una vez la longitud total del pez (Sánchez *et al.*, 2003; Cruz-Escalona *et al.,* 2009; Grosell, 2011).

Por la amplitud y diversidad de presas a las que acceden las especies omnívoras (*Arothron meleagris*, *Chaetodon humeralis*, *Holacanthus passer*, *Hyporhamphus naos*, *Johnrandallia nigrirostris*, *Microspathodon dorsalis*, *Stegastes rectifraenum*, *Thalassoma lucasanum* y *Zanclus cornutus*) resultó difícil efectuar la caracterización y generalización morfológica del tracto, así como su similitud o disimilitud con otras categorías tróficas ya que por ejemplo, los omnívoros

con tendencias carnívoras presentaron dientes cardiformes o caninos (*H. naos* y *T. lucasanum*), mientras que los omnívoros que presentaron saco de fermentación (*H. passer* y *J. nigrirostris*) se consideran especies con adaptaciones específicas al herbivorismo (Pérez-España & Abitia-Cárdenas, 1996). A pesar de que se esperaría que aquellas especies que consumen más algas presenten dicho saco (*p. ej*. *M. dorsalis* y *Z. cornutus*), estudios recientes (Logothetis *et al.*, 2001; Grosell, 2011), indican que los peces herbívoros u omnívoros con tendencia al consumo de algas, pueden presentar una o varias de las siguientes estrategias de degradación de algas: 1) trituración por medio de dientes faríngeos; 2) trituración por medio de estómagos tipo molleja; 3) lisis ácida mediante estómagos de tejido delgado y 4) fermentación bacteriana en la estructura denominada saco de fermentación, por lo que sería incorrecto generalizar la presencia de esta última estructura en los peces de hábitos herbívoros.

La relación entre la longitud del intestino con el nivel trófico de las especies (r^2 = 0.56) resultó ser el mejor indicador morfológico del tipo de dieta que presentan. Los peces micrófagos, detritívoros o herbívoros como *M. curema* (NT= 2 y Le-Lint = 4.14) presentaron el intestino más largo en comparación con especies omnívoras como *J. nigrirostris* (NT = 2.97 y Le-Lint = 2.60), mientras que en las especies carnívoras los intestinos mostraron menor proporción respecto a la longitud estándar (*p. ej. F. commersonii* NT = 4.28 y Le-Lint = 0.28). De tal manera, la longitud del intestino y la dieta se relacionan con el grado de complejidad de degradación de los alimentos, siendo las algas las presas más difíciles de digerir (El-Bakay & El-Gammal, 2010).

En cuanto a las especies carnívoras, también se apreció una variedad morfológica en diversas estructuras por los hábitos alimenticios que estas pueden presentar, pero manteniéndose la disminución de la longitud del intestino. Los carnívoros planctófagos (*p. ej*. *Opisthonema libertate*) presentaron estómago bilobulado en forma de "U" con un gran número de ciegos pilóricos y una longitud intestinal de 1.80 veces su longitud estándar, características relacionadas con la diversidad de presas a las que acceden. Se ha reportado que los ciegos pilóricos guardan relación con la secreción de enzimas que permiten la digestión de algas (Harder, 1958; Matallas, 1988; Fugi *et al.*, 2001; Kobelkowsky & Ortiz-Burgos, 2007;

Kobelkowsky & Pantoja-Escobar, 2007). Por lo que respecta a carnívoros de alimentación carcinófaga y piscívora como *Bodianus diplotaenia*, *Ctenogobius sagittula*, *Fistularia commersonii*, *F. corneta*, *Halichoeres chierchiae*, *H. dispilus, H. notospilus* y *Thalassoma grammaticum*, estos presentaron dientes caninos, esófagos amplios, estómagos en forma de "I" o alargados y ausencia de ciegos pilóricos e intestinos relativamente cortos (0.36 veces la longitud SDT), características de menor complejidad morfológica aparente, relacionadas con la facilidad de digestión del tejido que presentan las presas (Matallas, 1988; Rodríguez *et al.*, 2004; Dai *et al.*, 2007).

Los índices de apariencia de las aletas pectorales (IAAP) y la caudal (IAAC), son muy utilizados para describir el movimiento de los peces en la columna de agua e incluso pueden explicar el tipo de alimentación que presentan (Fontes *et al.*, 2010). Las aletas pectorales (AP) grandes están asociadas a especies demersales con algunos nados rápidos ocasionales ya sea para escapar o para perseguir una presa (*p. ej. C. humeralis, F. corneta, H. chierchiae, M. dorsalis, Myripristis leiognathus,* con un IAAP < 3.0), mientras que las de menor tamaño (*p. ej. Abudefduf troschelii*, *Anisotremus interruptus, A. vulpes, B. diplotaenia, L. argentiventris, M. curema,* con un IAAP > 3.0), están relacionadas con una distribución en la columna de agua más amplia desde media a superficial y con nados más rápidos y prolongados. Con respecto al IAAC la relación que se tiene con el tamaño de la aleta caudal (AC) es similar al de las aletas pectorales, donde caudales de mayor tamaño están asociadas a los llamados nados súbitos en especies demersales y las de menor tamaño, peces de media agua y nados tipo crucero (Fulton *et al.*, 2001; Fulton & Bellwood, 2002; Fontes *et al.*, 2010).

Referencias

Cruz-Escalona, V.H., R.N. Águila-Ramírez & L.A. Abitia-Cárdenas. 2009. Food of *Kyphosus elegans* (Perciformes: Khyposidae) in Loreto, Baja California Sur, Mexico. *Oceánidades*, 24: 55–58.

Dai, X., M. Shu & W. Fang. 2007. Histological and ultrastructural study of the digestive tract of rice field eel, *Monopterus albus*. *J. Appl. Ichthyol.*, 23:

177–183.

El-Bakay, N.E.R. & H.L. El-Gammal. 2010. Comparative histological, histochemical and ultrastructural studies on the proximal intestine of flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) and sea bream (*Sparus aurata*). *World. Appl. Sci. J.*, 8(4): 477–485.

Fontes-Oliveira, E., E. Goulart, L. Breda, C.V. Minte-Vera, L.R. de Souza-Paiva & M. Rizzato-Vismara. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain effect of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neot. Ichthyol.*, 8(3): 569–586.

Froese, R. & D. Pauly. 2011. FishBase. *World Wide Web electronic publication*. Consultado en Febrero de 2011 http:// www.fishbase.org

Fugi, R., A.A. Agostinho & N.S. Hahn. 2001. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Rev. Brazil. Biol.*, 61: 27–33.

Fulton, C.J. & D.R. Bellowood. 2002. Ontogenetic habitat use in labrid fishes: An ecomorphological perspective. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 236: 255–262.

Fulton, C.J., D.R. Bellwood & P.C. Wainwright. 2001. The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). *Mar. Biol.*, 139: 25–33.

Grosell, M., A.P. Farrell & C.J. Brauner. 2011. *The Multifunctional Gut of Fish*. Academic Press, San Diego, 444 p.

Harder, W. 1958. El intestino como carácter diagnostico para la identificación de ciertos clupeoides (Engraulidae, Clupeidae, Dussumieriidae) y como carácter morfométrico para la comparación de las poblaciones de anchoveta (*Cetengraulis mysticetus*). *Comi. Interam. Atún Trop. Boletín*, II(8): 367–388.

Kobelkowsky, A. & S. Ortíz-Burgos. 2007. Morfología del sistema digestivo de *Dorosoma cepedianum* (Pisces: Clupeidae). *Arch. Mex. Anat. Nueva Epoca*, 2: 35–38.

Kobelkowsky, A. & O. Pantoja-Escobar. 2007. Morfología del sistema digestivo de la Berrugata *Menticirrhus saxatilis* (Teleostei: Sciaenidae). *Hidrobiología*, 17(2): 159–168.

Logothetis, E.A., M.H. Horn & K.A. Dickson. 2001. Gut morphology and function in *Atherinops affinis* (Teleostei: Atherinopsidae), a stomachless omnivore feeding on macroalgae. *J. Fish Biol.*, 59(5): 1298–1312.

Matallas, J. 1988. Datos morfológicos y morfométricos del tracto alimentario de

peces del Canal de Beagle. *Misc. Zool.*, 12: 237–243.

Pérez-España, H. & L.A. Abitia-Cárdenas. 1996. Description of the digestive tract and feeding habits of the king angelfish and the Cortes angelfish. *J. Fish Biol.*, 48: 807–817.

Rodríguez, J., E. González, N. Hernández, V. Capó & I. García. 2004. Comparación morfológica e histológica del tubo digestivo de *Gambusia puncticulata* y *Grardinus metallicus*, peces utilizados en el control biológico de mosquitos. *Rev. Cubana Med. Trop.*, 56: 73–76.

Sánchez, R.M., G. Galvis & P.F. Victoriano. 2003. Relación entre características del tracto digestivo y los hábitos alimentarios de peces del río Yucao, sistema del río Meta (Colombia). *Gayana*, 67: 75–86.

Stella-Mejía, L. & J. Garzón-Ferreira. 2000. Estructura de comunidades de peces de arrecifales en cuatro atolones del Archipiélago de San Andrés y Providencia (Caribe del sur occidental). *Rev. Biol. Trop.*, 48(4): 883–896.

Wainwright, P.C. & D.R. Bellewood. 2002. Ecomorphology of feeding in coral reef fishes, 33–55. En: Sale, P.F. (Ed.) *Coral Reef Fishes. Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, San Diego, 549 p.

Wootton, R.J. 1999. *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman & Hall, Londres, 392 p.

Capítulo 17

Macroalgas en el arrecife del Canal de San Lorenzo BCS después del impacto del buque Lázaro Cárdenas II y el huracán Juliette

Tonatiuh Chávez-Sánchez

UMAR
Registro CONACYT 290574

Resumen

En el 2001, tras encallamiento del Buque Tanque Lázaro Cárdenas II y el paso del huracán Juliette se destruyó y erosionó una extensa zona del arrecife rocoso del Canal de San Lorenzo, BCS, creando un ambiente particularmente vulnerable y generando áreas con distinto grado de afectación. El presente estudio se realizó con la finalidad de comparar la riqueza específica de macroalgas entre tres zonas con distinto grado de afectación. En cada zona, se colectaron macroalgas a partir de febrero del 2005 hasta diciembre del 2007. Se determinaron un total de 120 especies durante el estudio, 23 especies pertenecieron a la división Chlorophyta, 25 a la división Ochrophyta-Phaeophyceae y 72 a la división Rhodophyta, siendo esta última división la que dominó en todos los sitios. La zona 2 (moderadamente afectada) fue la que presentó el mayor número de especies (92). El análisis de similitud de Bray-Curtis mostró una similitud >60% entre zonas, reflejando la continuidad entre ellas, así como la disponibilidad de sustratos similares después de estos impactos.

Palabras clave: macroalgas, arrecife rocoso, impactos naturales, impactos antropogénicos, Canal de San Lorenzo

Macroalgae on the reef of the San Lorenzo Channel, BCS after the stranding of the Lázaro Cárdenas II and the impact of Hurricane Juliette

Abstract

In 2001, after the grounding of the ship Lázaro Cárdenas II and the impact of Hurricane Juliette a large area of the rocky reef of the San Lorenzo Channel, BCS was eroded and destroyed, creating an environment particularly vulnerable and generating areas with different degrees of affectation. This study was conducted in order to compare the species richness of macroalgae into three zones with different damage degree. In each zone, macroalgae were collected from February 2005 to December 2007. 120 species were obtained during the study, of which 23 were of Chlorophyta division, 25 belonged to Ochrophyta-Phaeophyceae, and 72 belonged to Rhodophyta, this last division was dominant in all the sites. Zone 2 (moderately affected) showed the highest species number (92). The Bray-Curtis similarity analysis showed a similarity of > 60% between zones, which would reflect the continuity between them, as well as the availability of similar substrates after these impacts.

Keywords: macroalgae, rocky reef, natural impact, anthropogenic impact, San Lorenzo Channel

Introducción

De los ecosistemas pertenecientes a la franja costera, los arrecifes rocosos, están considerados entre los sistemas biológicos más productivos y heterogéneos, debido a que su compleja estructura permite el alojamiento de una gran cantidad de especies asociadas (Pérez-España *et al.*, 1996). En estos ambientes, las macroalgas bénticas, presentan una gran diversidad y un complejo ensamblaje de especies y formas que van desde costras simples, filamentosas y foliosas, hasta formas más complejas con estructuras altamente especializadas que sirven para absorción de la luz, reproducción, soporte, flotación y fijación (Littler & Littler, 1984). Las comunidades de macroalgas de arrecifes rocosos son altamente vulnerables a la acción de fenómenos meteorológicos, tales como las tormentas tropicales, que pueden modificar su biomasa y riqueza específica (Tello & Pantoja, 1981; Díaz-Pulido *et al.*, 2007). Así mismo, desarrollos costeros como puertos, marinas y rompeolas, pueden tener efectos serios y directos sobre estas a través de la destrucción del hábitat o la sedimentación y algunas veces indirectamente con el daño a otras poblaciones, como los corales (Díaz-Pulido & McCook, 2008).

En el Golfo de California, la biodiversidad y la productividad de los ecosistemas marinos se encuentran actualmente amenazadas por actividades antropogénicas que han ocasionado la alteración de los humedales, litorales y el equilibrio biológico de la región (Cortez-Lucero & Aragón-Noriega, 2004). En esta región las actividades marítimo-portuarias han afectado distintos ambientes. En el año 2001, las comunidades bentónicas del arrecife rocoso del Canal de San Lorenzo, al sur de la Isla Espíritu Santo al noroeste de La Paz, Baja California Sur (BCS), se vieron afectadas por el encallamiento del Buque Tanque Lázaro Cárdenas II en el mes de septiembre, que desplazó gran cantidad de corales, y posteriormente por las corrientes y violencia del huracán Juliette que azotó las costas de La Bahía de La Paz en octubre del mismo año, lo que originó zonas con distintos grados de afectación a lo largo del canal (Balart-Páez & Ortega-Rubio, 2005). En esta zona estudios previos al impacto han reportado que las algas verdes y las algas rojas asociadas a mantos de algas rojas coralinas (rodolitos) representaban entre el 10 y el 70 % de la riqueza de especies, respectivamente, en un ciclo anual (Iglesias-Prieto *et al.*, 2003).

Justificación

A pesar de que se cuenta con un extenso conocimiento ficoflorístico para el Golfo de California y específicamente para la Bahía de La Paz, son pocos los estudios enfocados a caracterizar el resultado de los efectos de tormentas y actividades antropogénicas. En el 2001, el encallamiento del Buque Tanque Lázaro Cárdenas II y posteriormente el paso del huracán Juliette, provocaron problemas graves de destrucción del hábitat y erosión en un ambiente particularmente vulnerable, estos impactos generaron áreas con distinto grado de afectación. Ante la oportunidad e importancia de estudiar las comunidades arrecifales afectadas por estos impactos, se realizó el presente trabajo con la finalidad de comparar la riqueza específica de macroalgas de tres aéreas con distinto grado de afectación en el arrecife del Canal de San Lorenzo.

Material y métodos

Área de estudio

El Canal de San Lorenzo se localiza al suroeste del Golfo de California, entre el extremo Sur del complejo insular Espíritu Santo y el sitio más próximo de la península de Pichilingue (24° 22' 37.84" N y 110° 18' 54.67" O) (Figura 1A). La morfología de la franja infra litoral del complejo insular Espíritu Santo presenta arrecifes rocosos. El canal tiene una profundidad máxima de 20 m y conforma la boca chica de la Bahía de La Paz (Figura 1B y 1C). Las corrientes litorales en el Canal de San Lorenzo alcanzan los 70 cm seg^{-1} en condiciones normales (Rodríguez-Morales, 1997). Los arrecifes rocosos de esta zona presentan diversidad de especies de macroalgas, peces, e invertebrados, como moluscos, crustáceos y corales, Sin embargo, el desarrollo de corales no alcanza el nivel de crecimiento y complejidad estructural característica de los arrecifes coralinos (CONANP, 2006).

La colisión del buque Lázaro Cárdenas II y el paso del huracán Juliette por el arrecife rocoso del Canal de San Lorenzo en 2001, generaron cambios en el tipo de sustrato y en las comunidades coralinas y macroalgales del arrecife. Debido

a esto se formaron 3 zonas con distinto grado de afectación: 1) comprendió un área de 847 m^2, desprovista de coral vivo a causa del encallamiento temporal del buque, en este sitio se colocaron módulos de concreto con el fin de promover el asentamiento de larvas coralinas; 2) comprendió un área contigua de 7,625 m^2 que fue cubierta casi completamente de fragmentos de coral desprendidos por el encallamiento del buque y otros por las corrientes y violencia del huracán y 3) esta zona fue afectada en menor grado por los restos de coral que desprendió el huracán, comprendió un área de 1,276 m^2, en la misma franja arrecifal (Figura 2) (Balart-Páez & Ortega-Rubio, 2005).

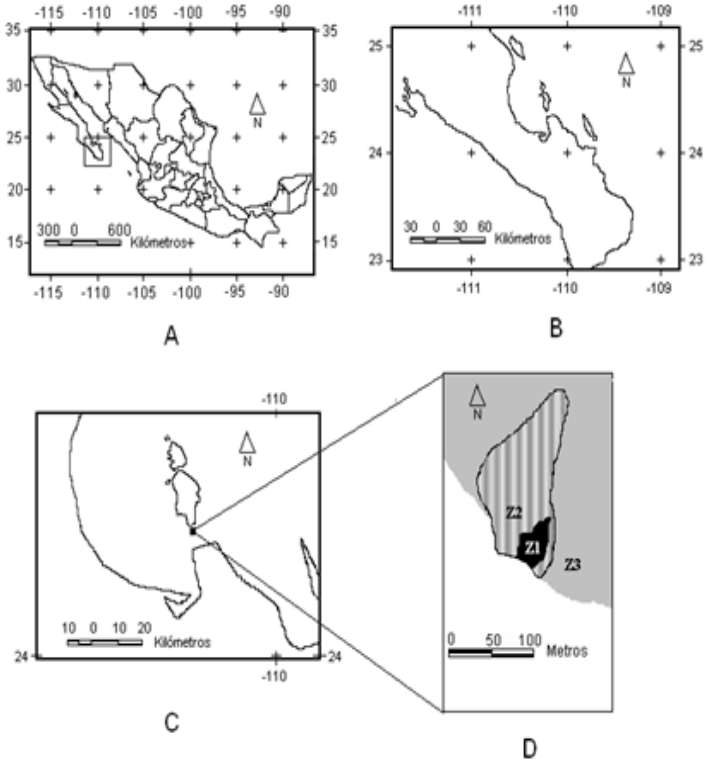

Figura 1. Área de estudio. A = Golfo de California y Península de Baja California; B = Bahía de La Paz; C = Canal de San Lorenzo; D = Detalle del área impactada (tomada y modificada de Balart-Páez & Ortega-Rubio, 2005).

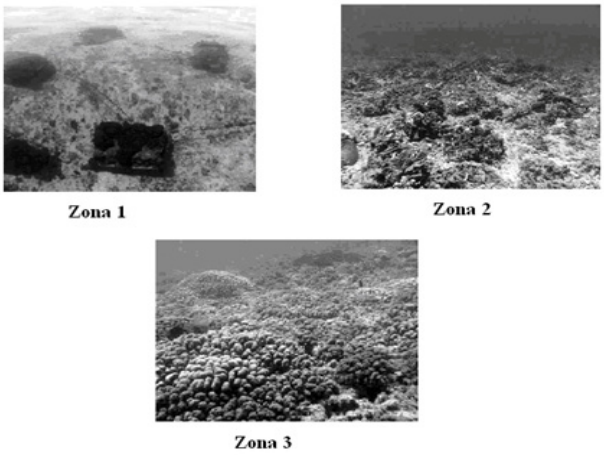

Figura 2. Detalle de las 3 zonas donde se realizó el estudio, se observa en la zona 1 los módulos que fueron colocados para recuperación del coral, en la zona 2 la pedacería de coral que arrastró el huracán y en la zona 3 el recubrimiento de coral (fotografías de J.J. Ramírez-Rosas).

En cada zona, se realizaron 11 muestreos estacionales de febrero de 2005 a diciembre de 2007, en cada muestreo se realizó el registro de las macroalgas presentes mediante censos visuales y la recolecta de 3 a 5 talos de las macroalgas más conspicuas, 2-3 rocas y/o 2-3 fragmentos coralinos muertos dispuestos en el fondo y cubiertos de tapetes de pequeñas macroalgas dentro de un área máxima de 900 m^2 durante 60 minutos mediante buceo autónomo. Los ejemplares fueron identificados usando las claves y descripciones de especies de la región, de Setchell & Gardner (1924), Dawson (1950, 1953, 1954, 1961a, 1961b, 1962, 1963a, 1963b) y Abbott & Hollenberg (1996).

Las diferencias significativas en la riqueza específica entre las zonas muestreadas se analizó a través de una prueba de Análisis de Varianza multifactorial (AndeVA) (p = 0.05) usando el software STATISTICA Statsoft versión 7.1 (2005). Para identificar el grado de semejanza ficoflorística entre las zonas, se utilizó la técnica de clasificación jerarquizada, aplicando el análisis de similitud de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957), con los datos de presencia-ausencia de las especies de macroalgas, a la matriz resultante se le aplicó un análisis de agrupamiento (Cluster). Estos análisis fueron realizados con la ayuda del software Primer versión 6.0 (Clarke & Warwick, 2001).

Resultados

Se determinaron un total de 120 especies durante el estudio. Del total de especies, se encontró que 23 especies pertenecen a la división Chlorophyta (19%), ubicadas en cinco órdenes, 10 familias y 13 géneros, destacando la familia Ulvaceae con cinco especies determinadas. A su vez, la división Ochrophyta-Phaeophyceae estuvo representada por 25 especies (21%), que corresponden a cinco órdenes, siete familias y 13 géneros, donde sobresale la familia Dictyotaceae con ocho especies. La división Rhodophyta fue la que presentó el mayor número de especies con 72 (60%) que incluyen 9 órdenes, 22 familias y 32 géneros, la familia mejor representada para esta división fue Rhodomelaceae con 20 especies.

La flora del canal de San Lorenzo el Canal de San Lorenzo está representada principalmente por las especies *Herposiphonia secunda, Parvocaulis parvulus*, *Jania tenella* y *Sargassum horridum* que fueron las que aparecieron en más del 70% de los muestreos. Sin embargo, las especies más frecuentes variaron dependiendo de la zona. En la zona 1 las especies *S. horridum, H. secunda, Dictyota crenulata*, *D. flabellata, Champia parvula* y *Jania adherens*, tuvieron un porcentaje de aparición del 70%; mientras que en la zona 2 destacaron las especies *P. parvulus, S. horridum, C. parvula* y *J. tenella* (80% de aparición) y en la zona 3 *H. secunda*, *P. parvulus* y *J. tenella* fueron las especias más frecuentes (> 80%).

El número de especies promedio varió entre zonas de estudio dependiendo del año, sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($F_{4, 24} = 1.3$; $p > 0.05$). En términos generales, la zona 2 fue la que presentó el mayor número de especies con 92, seguida de la zona 1 con 80 especies y finalmente la zona 3 con 79 especies, en las tres zonas las algas rojas fueron las dominantes (Figura 3). El análisis de similitud indicó que los ensamblajes de macroalgas que se presentaron en las tres zonas tuvieron una similitud del 70%, sin embargo, a un nivel de similitud por arriba de este porcentaje se encuentran agrupadas las zonas 1 y la zona 3 (71%), quedando separadas de la zona 2 (Figura 4).

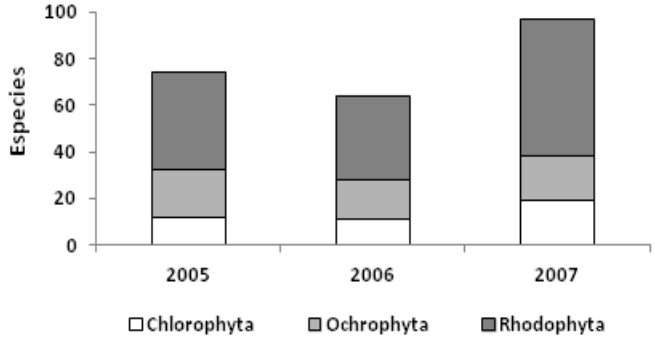

Figura 3. Número de especies por división para cada zona.

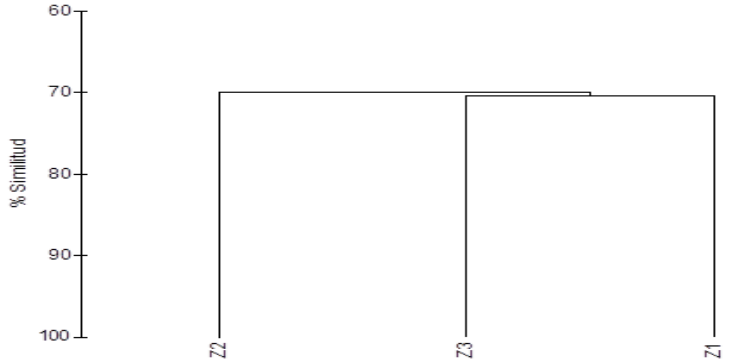

Figura 4. Dendrograma de similitud florística entre las tres zonas del canal de San Lorenzo a partir de la matriz de similaridad de Bray-Curtis durante el periodo de muestreo.

Discusión

En el canal de San Lorenzo, la riqueza específica representó el 43% de las especies registradas para la Bahía de La Paz, y fue similar a la reportada para otras localidades de la Bahía como el complejo insular Espíritu Santo (106 spp.) (Paúl-Chávez & Riosmena-Rodríguez, 2000) y Punta Galeras (117 spp.) (Rodríguez-Morales, 1997). Estas semejanzas pueden deberse a que las localidades presentan características fisiográficas similares compartiendo especies con preferencia por el sustrato rocoso (Saad-Navarro & Riosmena-Rodríguez, 2005).

Las especies más frecuentes *Herposiphonia secunda, Parvocaulis parvulus* y *Jania tenella,* son comunes en los arrecifes rocosos de la región y son especies que forman tapetes macroalgales los cuales contribuyen a la productividad primaria y a los procesos trofodinámicos del arrecife (Littler & Littler, 1984). *Sargassum horridum*, que también fue frecuente, es una especie ampliamente distribuida en la región (Riosmena-Rodríguez & Paúl-Chávez, 1997).

El porcentaje de especies por división, Rhodophyta (60%), Ochrophyta-Phaeophyceae (21%) y Chlorophyta (19%), fue similar a lo reportado por Iglesias *et al.* (2003), para el canal, donde las algas rojas representaron el 70% de la flora, mientras que las algas verdes representaron el 10%. Esta proporción coincide también con otras localidades de Bahía de La Paz como Balandra, Punta Galeras e Isla Espíritu Santo, entre otras (Rocha-Ramírez, 1989; Rodríguez-Morales, 1997; Riosmena-Rodríguez & Paúl-Chávez, 1997; Casa-Valdez *et al.*, 2000) y con el patrón sugerido para zonas tropicales y subtropicales, con dominancia de algas rojas.

Riosmena-Rodríguez *et al.* (2005), observaron que en algunas localidades costeras de la Bahía prevaleció la flora templada, sin embargo, otros estudios mencionan que en la Bahía de La Paz y la Isla Espíritu Santo, las algas que predominan son de afinidad tropical (Paúl-Chávez, 1996; Casas-Valdez *et al.*, 2000). En este trabajo se encontró que en el Canal de San Lorenzo existe un número muy similar de especies tropicales y templadas (37 y 38 especies, respectivamente). Estas diferencias pueden estar relacionadas con el número y épocas de muestreo de cada sito considerándose que a mayor número de muestreos en una localidad, incrementa la posibilidad de tener una mejor representación de las distintas especies que pueden presentarse como parte de la flora local.

Los análisis de similitud mostraron que existió una semejanza en la composición de los ensamblajes de cada una de las zonas independientemente del grado de afectación. La similitud en la composición de los ensamblajes entre las zonas pudiera estar relacionada con el tipo de sustratos que en todas las zonas es similar. Sin embargo, las especies más frecuentes variaron entre zonas, por ejemplo la presencia de módulos de concreto en la zona 1 sirvieron de sustrato para que

macroalgas como *S. horridum*, *H. secunda*, *D. crenulata*, *D. flabellata*, *C. parvula* y *J. adherens*, pudieran fijarse y desarrollarse, ya que aparecieron en más del 70% de los muestreos. La proliferación de especies foliosas como del género *Dictyota* o más complejas como *Sargassum*, se ha descrito también en otros trabajos como el resultado de impactos naturales o antropogénicos sobre el arrecife (Díaz-Pulido & Garzón-Ferreira, 2002).

Contrario a lo que se esperaba en la zona 2 fue donde se encontró el mayor número de especies, aun cuando esta zona fue la más impactada por el paso del huracán Juliette debido a las fuertes corrientes generadas que fragmentaron el coral existente y arrojaron material removido por el buque sobre esta zona (Balart-Páez & Ortega-Rubio, 2005). Es probable que las condiciones creadas por el arrastre de material incrementaran el sustrato disponible favoreciendo el asentamiento de macroalgas, como *P. parvulus*, *S. horridum*, *C. parvula* y *J. tenella* con una frecuencia de ocurrencia de más del 80% de los muestreos, estas especies también se han observado en otros arrecifes impactados por huracanes o tormentas tropicales, donde las macroalgas compiten con los corales en la llamada fase de cambio coral-alga (Littler & Littler, 1984; Adey, 1998; McCook, 2001; Díaz-Pulido & Garzón-Ferreira, 2002).

En la zona menos impactada (Z3) *H. secunda*, *P. parvulus* y *J. tenella* fueron de las especias más frecuentes (> 80%), estas especies son comunes en los arrecifes de la región (Paúl-Chávez, 1996), ya que pertenecen a especies de talla pequeña (< 3 cm aprox.) cuya morfología les permite resistir la presión que ejercen las fuertes corrientes que se presentan constantemente en el canal (Littler & Littler, 1984). Es importante señalar, que aún cuando no se encontraron diferencias significativas en las zonas con distinto grado de impacto, contar con información ecológica que describa estos procesos es útil para poder establecer comparaciones y así implementar estrategias de protección, conservación y aprovechamiento, teniendo en cuenta que, cualquier política sólida de conservación debe partir de un conocimiento apropiado de la biodiversidad.

Referencias

Abbot, I.A. & G.J. Hollenberg. 1992. *Marine Algae of California*. Stanford University Press, Stanford, 827 p.

Adey, W.H. 1998. Coral reefs. Algal structured and mediated ecosystems in shallow, turbulent, alkaline waters. *J. Phycol.*, 34: 393–406.

Balart-Páez, E.F. & A. Ortega-Rubio. 2005. *Programa de monitoreo de la restauración de arrecife coralino afectado por el Buque Tanque Lázaro Cárdenas II, y de las comunidades arrecifales de la región del Parque de Loreto, Baja California Sur. Segundo Informe de Actividades al Consejo Nacional para la Biodiversidad*. CIBNOR, La Paz, 86 p.

Bray, J.R. & J.T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, 27: 235–349.

Casas-Valdez, M., R.A. Núñez-López, M.B. Cruz-Ayala, I. Sánchez-Rodríguez, R. Vázquez-Borja & G.E. López. 2000. Biodiversity and biogeographic affinities of the algal flora of Baja California Sur: A synthesis of the literature, 273–282. En: Manuwar, M., S.G. Lawrence J.F. Munawar & D.F. Malley (Eds.) *Aquatic Ecosystem of Mexico Status and Scope*. Backhuys Publishers, Leiden, 435 p.

Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 2001. *Change in Marine Communities an Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Natural Environment Research Council, Londres, 144 p.

CONANP. 2006. *Estudio previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida "Parque Nacional Espíritu Santo"*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México, D.F., 91 p.

Cortez-Lucero, G. & E.A. Aragón-Noriega. 2004. *The Shrimp Population in the Upper Gulf of California as an Indicator of Changes in Freshwater Flow Form the Delta of Colorado River*. Proc. Gulf Calif. Conf. 2004, Tucson, 57 p.

Dawson, E.Y. 1950. A review of Ceramium along the Pacific Coast of North America with special reference to its Mexican representatives. *Farlowia*, 4: 113–138.

Dawson, E.Y. 1953. Marine red algae of Pacific Mexico. Part I. Bangiales to Corallinaceae subf. Corrallinoideae. *Allan Hancock Pacif. Exp.*, 17: 1–240.

Dawson, E.Y. 1954. Marine red algae of Pacific Mexico. Part II. Cryptonemiales. *Allan Hancock Pacif. Exp*., 17(2): 241–397.

Dawson, E.Y. 1961a. Marine red algae of Pacific Mexico. Part IV. Gigartinales. *Pac. Nat*., 2(5): 191–243.

Dawson, E.Y. 1961b. Marine red algae of Pacific Mexico. Part V. Polysiphonia. *Pac. Nat*., 2(5-6): 345–375.

Dawson, E.Y. 1962. Marine red algae of Pacific Mexico. Part VII. Ceramiales: Ceramiaceae, Delesseriaceae. *Allan Hancock Pacif. Exp*., 26: 1–207.

Dawson, E.Y. 1963a. Marine red algae of Pacific Mexico. Part VI. Rhodymeniales. *Nova Hedwigia*, 5: 437–476.

Dawson, E.Y. 1963b. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part VIII. Ceramiales: Rhodomelaceae. *Nova Hedwigia*, 6(3/4): 401–481.

Díaz-Pulido, G. & J.J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced Coral Reefs in the Colombian Caribbean. *Bot. Mar*., 45: 284–292.

Díaz-Pulido, G., L.J. McCook, W.D. Larkum, H.K. Lotze, J.A. Raven, B. Schaffelke, J.E. Smith & R.S. Steneck. 2007. Vulnerability of macroalgae of the Great Barrier Reef to climate change, 153–192. En: Johnson, J.E. & P.A. Marshall (Eds.) *Climate Change and the Great Barrier Reef*. Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, Australia, 818 p.

Díaz-Pulido, G. & L. McCook. 2008. Macroalgae (Seaweeds), 1–44. En: Chin, A. (Ed.) *The State of the Great Barrier Reef On-line*. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville. Consultado el 5 de Julio del 2009: http://www.gbrmpa.gov.au/corp_site/info_services/publications/sotr/downloads/SORR_Macroalgae.pdf

Iglesias-Prieto, R., H. Reyes-Bonilla & R. Riosmena-Rodríguez. 2003. Effects of 1997-1998 ENSO on coral ref. communities in the Gulf of California, Mexico. *Geof. Int*., 42(3): 467–471.

Littler, M.M. & D.S. Littler. 1984. Models of tropical reef biogenesis: The contribution of algae. *Prog. Phycol. Res*., 3: 323–364.

McCook, L.J. 2001. Competition between corals and algal turfs along a gradient of terrestrial influence in the near shore central Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 19: 419–425.

Paúl-Chávez, L. 1996. *Variación espacio-temporal de Macroalgas en el complejo insular Espíritu Santo-La Partida, B.C.S. México*. Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 30 p.

Paúl-Chávez, L. & R. Riosmena-Rodríguez. 2000. Floristic and biogeography in seaweed assemblages from a subtropical insular complex in Northwestern Mexico. *Pac. Sci*., 54: 137–147.

Pérez-España, H., F. Galván-Magatia & L.A. Abitia-Cárdenas. 1996. Variaciones temporales y espaciales en la estructura de peces de la comunidad de peces de arrecifes rocosos del suroeste del Golfo de California, México. *Cienc. Mar*., 22(3): 273–294.

Riosmena-Rodríguez, R. & L. Paúl-Chávez. 1997. Sistemática y biogeografía de las macroalgas de la Bahía de La Paz, B.C.S., México, 59–82. En: Urbán, J. & M. Ramírez-Rodríguez. *La Bahía de La Paz: Investigación y Conservación*. UABCS, CICIMAR, Scripps Institution of Oceanography, La Paz, 345 p.

Riosmena-Rodríguez, R., G. Hinojosa-Arango, J.M. López-Vivas, K. León-Cisneros & E. Holguín-Acosta. 2005. Caracterización espacial y biogeográfica de las asociaciones de macroalgas de Bahía del Rincón, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Trop*., 53: 97–109.

Rocha-Ramírez, V. 1989. *Formación del herbario de macroalgas de la Universidad Autónoma de Baja California Sur*. Memorias de Servicio Social. UABCS, La Paz, 109 p.

Rodríguez-Morales, E.O. 1997. *Variación interanual de las macroalgas en Punta Galeras, B. C. S.* Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 70 p.

Saad-Navarro, G. & R. Riosmena-Rodríguez. 2005. Variación especial y temporal de la riqueza florística de macroalgas en la zona rocosa de Bahía de Muertos B.C.S. México. *Ciencia y Mar*, IX (26): 19–32.

Setchell, W.A. & N.L. Gardner. 1924. The marine algae: expedition of the California Academy of Sciences to the Gulf of California in 1921. *Proc. Calif. Acad. Sci*., 12: 695–949.

Tello, M.C. & C. Pantoja. 1981. *Organización de una comunidad de macroalgas bentónicas y su aporte de material orgánico a la productividad general de la Laguna de Balandra, B.C.S., México*. CIBNOR, La Paz, 207–216 p.

Capítulo 18

Revisión del conocimiento actual sobre florecimientos macroalgales en lagunas costeras del Golfo de California

Alejandra Piñón-Gimate

CIBNOR
Registro CONACYT 102093

Resumen

El Golfo de California es una ecoregión con 52 lagunas costeras que tienen importantes y diferentes actividades antropogénicas en sus alrededores. En la región, muchos estudios se han enfocado en los cambios estacionales en la biomasa macroalgal y algunos han sugerido que estos cambios pudieran estar asociados con enriquecimiento de nutrientes. Sin embargo, los estudios que se han enfocado en el enriquecimiento de nutrientes solo se han desarrollado en el 27% de las lagunas costeras del Golfo de California. Algunos estudios registraron las relaciones entre la biomasa macroalgal de algunas especies y se encontró que está relacionada a las concentraciones del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) de la columna de agua. Comparado con otras regiones del mundo, la biomasa macroalgal todavía permanece con valores bajos. Se necesitan más estudios para poder establecer una clara relación entre los productores primarios y las fuentes de nutrientes asociadas a las crecientes actividades humanas que se desarrollan alrededor de las Costas del Golfo de California.

Palabras clave: florecimientos macroalgales, Golfo de California, actividades antropogénicas, nutrientes, isótopos

A review on current knowledge on macroalgal blooms in coastal lagoons of the Gulf of California

Abstract

The Gulf of California is an important ecoregion with 52 coastal lagoons that have important and different anthropogenic activities in their surroundings. In the region, several studies have found seasonal changes in macroalgal biomass and some studies have suggested that these changes could be associated with nutrient enrichment. However, research studies focusing on increases in macroalgal biomass have been done in only around 27% of the coastal lagoons of the Gulf of California. Some of these studies registered a relationship between macroalgal biomass of some species that were found to be related to dissolve inorganic nitrogen (DIN) concentrations in the water column. Compared to other regions around the world, macroalgal biomass still remains low. More research needs to be developed in the region, in order to establish a clearer linkage between primary producers and nutrient sources associated with increasing human activities around the coastal lagoons of the Gulf of California.

Keywords: macroalgal blooms, Gulf of California, anthropogenic activities, nutrients, isotopes

Introducción

Las macroalgas son componentes naturales de las comunidades bentónicas de fondos blandos de las aguas costeras marinas y someras (Abbott & Hollenberg, 1976). El crecimiento de las macroalgas está influenciado por cambios en temperatura, luz, salinidad y nutrientes (Fong & Zedler, 1993; Pedersen & Borum 1996; Kentula & De Witt, 2003). Así mismo su abundancia, distribución y productividad se encuentran limitados por la presencia/ausencia de nutrientes (como nitrógeno inorgánico disuelto, amonio, nitratos y nitritos) (Nelson *et al*., 2003; Thornber *et al*., 2008). Alrededor del mundo la presencia de densas matas de macroalgas en aguas costeras está siendo cada vez más común como resultado del incremento de nutrientes de tipo antropogénico (Valiela *et al*., 1997; Bricker *et al*., 2003; Lapointe *et al*., 2005; Teichberg *et al*., 2010) y se les llama comúnmente florecimientos macroalgales.

Estos florecimientos se encuentran dominados por una o dos especies de macroalgas (Valiela *et al*., 1997), a menudo especies efímeras de rápido crecimiento como aquellas del género *Ulva* Linnaeus (Lotze & Schramm, 2000) y en ocasiones algas rojas como por ejemplo *Gracilaria* Greville (McGlathery, 2001; Lapointe & Bedford, 2007). Los florecimientos macroalgales cada vez son más frecuentes en zonas costeras y playas importantes para el turismo, lo que conlleva a la utilización de programas de remoción de macroalgas que arriban a las playas y que tienen costos elevados (Morand & Briand, 1996; Lapointe & Thacker, 2002). A lo largo de la costa del Golfo de California se encuentra un gran número de lagunas costeras, donde se realizan importantes actividades como el turismo, minería, agricultura intensiva y camaronicultura, además de la actividad pesquera. Estas actividades y la presencia de cerca de cinco millones de habitantes, constituyen una amenaza para la biodiversidad de la Ecoregión del Golfo de California (Páez-Osuna *et al*., 2003). Sin embargo, pocos son los trabajos que han estudiado el enriquecimiento de nutrientes de la región, ya sea de origen natural o antropogénico, y lo ha relacionado con una biomasa macroalgal excesiva. Esta contribución sintetiza la información sobre la biomasa macroalgal que ha sido directa o indirectamente relacionada a las concentraciones de nutrientes principalmente en el Golfo de California y se complementa con estudios de la costa pacífica de Baja California.

Factores que controlan el crecimiento macroalgal

Para poder entender cómo se desarrollan los florecimientos macroalgales es importante comprender cuales son los factores que controlan el crecimiento y la abundancia de macroalgas. Es bien conocido que los mecanismos que controlan el crecimiento macroalgal (*p. ej*. luz, temperatura, salinidad y nutrientes) son los mismos que en otros productores primarios (Norin & Wern, 1973; Tewari & Joshi, 1988). Sin embargo, mientras que la temperatura controla los límites geográficos o impone patrones estacionales a la producción macroalgal neta y la intensidad de la luz crea patrones estacionales, se ha argumentado que las concentraciones de nutrientes son el principal control del crecimiento macroalgal en aguas costeras templadas. La identidad del nutriente limitante que controla el crecimiento depende de varios factores, tales como la época del año, la naturaleza del sustrato y la composición taxonómica del florecimiento macroalgal (Valiela *et al*., 1997).

Las concentraciones de nitrógeno parecen controlar los picos estacionales de la producción primaria en la mayoría de los sistemas costeros (Peckol *et al*., 1994; Valiela *et al*., 1997), mientras que en aguas tropicales el fósforo parece ser el nutriente limitante (Lapointe *et al*., 1992; McGlathery *et al*., 1994), aunque algunos estudios muestran excepciones a este patrón en general (Fong *et al*., 2001; Elser *et al*., 2007; Teichberg *et al*., 2010). Así mismo, el reciclado de nutrientes desde los sedimentos (Trimmer *et al*., 2000), el reclutamiento (Johnson & Brawley, 1998; Lotze *et al*., 2000) y el desprendimiento (Gaylord *et al*., 1994; Milligan & DeWreede, 2000; Granhag *et al*., 2007), así como factores biológicos tales como pérdidas de biomasa por mortalidad (Gaylord & Denny, 1997; Milligan & DeWreede, 2004) y crecimiento en sustrato disponible (Nedwell *et al*., 2002; Lapointe & Bedford, 2007; Kennison, 2008) influyen en el crecimiento macroalgal. El crecimiento de macroalgas aun en presencia de elevadas concentraciones de nutrientes puede verse limitado si hay una atenuación de la luz debido a florecimientos fitoplanctónicos y crecimiento de epífitos (Trimmer *et al*., 2000).

Ecoregión del Golfo de California

El Golfo de California (GC) es un mar semi cerrado en la costa Pacífico de México y es una de las áreas marinas más diversas en el mundo. El GC presenta alta productividad primaria en contraste con otros mares semi cerrados, como el

Mediterráneo y el Mar Rojo, debido a la alta disponibilidad de nutrientes que se encuentran en la zona eufótica originada por la circulación termohalina, mezcla vertical y surgencias costeras principalmente durante el invierno y primavera. Esta es una de las zonas de pesca más importantes de México y sus recursos han sido explotados por años (Espinosa-Carreón & Valdez-Holguín, 2007); solo recientemente ha sido considerado como un área de conservación y desarrollo sustentable a nivel mundial (Lluch-Cota *et al*., 2007).

La línea costera continental del golfo contiene 36 lagunas; adicionalmente la costa de la península tiene 16 lagunas. Estas lagunas tienen una gran variedad de hábitats, que incluyen manglares, esteros, pozas de marea, sistemas de agua salobre y salada (Páez-Osuna *et al*., 2003). Tales características influencian los gradientes de salinidad y concentraciones de nutrientes, así como los tiempos de residencia y tasas de recambio de cada una de las lagunas (Montaño-Ley & Páez-Osuna, 1994; Montaño-Ley *et al*., 2007, 2008). Las lagunas costeras son sistemas naturales de gran interés ya que son altamente productivas y son resilientes a fluctuaciones ambientales (Costanzo *et al*., 2001).

Pacífico/Baja California

A pesar de que existen pocos flujos de nutrientes a las lagunas costeras de la costa del Pacífico de la península de Baja California, estas son altamente productivas (Ibarra-Obando *et al*., 2001; Zaytsev *et al*., 2003). La costa del Pacífico está altamente influenciada por la Corriente de California, así como también por la Corriente del Golfo de California; hay surgencias periódicas que son más intensas en mayo y junio (que es cuando se presentan las mayores concentraciones de nitratos, elevada salinidad, y mínimos en la temperatura).

En esta región se localiza la Bahía de San Quintín (Figura 1), en donde se encuentran crecimientos importantes de *Ulva*. Durante un estudio que se llevó a cabo en los años 2004 y 2005 se encontró que la biomasa de *Ulva* cubría una extensión de alrededor de 400 ha de la bahía con una biomasa máxima en el mes de mayo (330 g m^{-2} peso seco) y junio (380 g m^{-2} peso seco). Estos incrementos en la biomasa se asociaron a la presencia de nutrientes provenientes de las surgencias (Zertuche-González *et al*., 2009). La biomasa de *Ulva* encontrada en la

bahía es similar a aquellas biomasas que se han reportado para lagunas costeras eutrofizadas influenciadas por flujos de nutrientes de las cuencas adyacentes tales como en Sacca di Goro (Viaroli *et al*., 1996) o Limfjorden (Dalsgaard, 2003).

En la porción sur de la costa pacífica de Baja California los estudios se enfocaron a la variación estacional de la biomasa y la composición de especies. Águila-Ramírez *et al*. (2003), encontraron que en diferentes sitios de la Laguna Ojo de Liebre (Figura 1) la biomasa de macroalgas presentó su pico en el verano con el mínimo en la primavera siendo las especies más importantes *Dasya baillouviana*, *Hypnea valentiae*, *Spyridia filamentosa, Ulva clathrata* y *Sargassum sinicola*. Los cambios en la composición y distribución de especies en este caso fueron atribuidos a gradientes de salinidad de la boca de la laguna al interior, aunque también la temperatura y la profundidad tuvieron un papel importante.

En la Laguna de San Ignacio (Figura 1) Núñez-López & Casas-Valdez (1998), encontraron variación en la riqueza de especies y abundancia de macroalgas dependiendo del sitio y la época del año. Las especies más abundantes fueron *Gracilaria pacifica*, *G. subsecundata*, *H. valentiae*, *S. filamentosa* y *Codium cuneatum*, que contribuyeron con más del 85% de la biomasa muestreada. La biomasa se incrementó de la primavera al verano, por lo que los cambios fueron atribuidos a los cambios en la temperatura propios de la época del año. En esta, los picos en la biomasa se encontraron en verano, sin embargo, la biomasa más alta se observó en San Quintín en comparación con Ojo de Liebre y San Ignacio, probablemente por el enriquecimiento de nutrientes. Así mismo, las especies que contribuyeron con la mayor biomasa variaron de un sitio a otro.

Golfo de California (Costa Peninsular)

En la costa peninsular del Golfo de California la mayoría de los estudios son florísticos (Casas-Valdez *et al*., 2000; Readdie *et al*., 2006; Ochoa-Izaguirre *et al*., 2007), y pocos son los que han sido orientados a la composición específica y abundancia de macroalgas en las lagunas costeras de la región (Casas-Valdez *et al*., 1997; Cruz-Ayala *et al*., 1998; Águila-Ramírez *et al*., 2005). Otros estudios han incluido la evaluación de la biomasa de alguna

especie en particular (Pacheco-Ruiz *et al*., 1992; Cabello-Pasini *et al*., 2003); sin embargo, ninguno de estos estudios ha relacionado directamente la biomasa de macroalgas con el enriquecimiento de nutrientes de diferentes fuentes.

La costa está influenciada en la región norte del Golfo por las aguas del Canal de Ballenas que están caracterizadas por una fuerte mezcla de mareas lo que resulta en altas concentraciones de nutrientes. En esta región (Figura 1) Pacheco-Ruíz *et al*. (2002) evaluaron la biomasa de camas de *Ulva lactuca* a lo largo de 850 km de costa, estas camas cubrieron un total de 2.2 km^2 y tuvieron una biomasa total estimada de hasta 512 toneladas por año (peso seco). El valor promedio de biomasa alcanzado por *Ulva* en cada sitio y año (de 30 a 510 g m^{-2} peso seco) fueron más altos que aquellos reportados para la región pero menores que aquellos reportados para otras regiones del mundo.

En la Bahía de La Paz, en Baja California Sur (Figura 1), se ha reportado que la riqueza de especies y la abundancia también son variables dependiendo del sitio y la época del año, y que son pocas las especies que contribuyen con un porcentaje alto de la biomasa presente (Casas-Valdez *et al*., 1997; Cruz-Ayala *et al*., 1998; Águila-Ramírez *et al*., 2005), lo cual es consistente con otros estudios de la región (Ochoa-Izaguirre *et al*., 2002). Por ejemplo Casas-Valdez *et al*. (1997) encontraron que solo pocas especies tales como *S. filamentosa*, *Caulerpa sertularioides* y *S. sinicola* contribuyeron con más del 80% de la biomasa encontrada en la bahía durante la primavera (en mayo) cuando se registró la mayor biomasa de especies.

Cruz-Ayala *et al*. (1998) reportaron que la biomasa de especies estuvo en el rango de 1.4 m g^{-2} en el invierno a cuatro veces más en la primavera (8 g m^{-2}) cuando la especie *S. sinicola* contribuyó con la mayor biomasa (38%). Águila-Ramírez *et al*. (2005), en un estudio posterior en la misma bahía, encontró biomasas de *Ulva* más elevadas comparado con las reportadas previamente. La biomasa promedio varió entre 35.1 g m^{-2} en 2001 a 53.7 g m^{-2} en 2002 para las poblaciones naturales muestreadas. En uno de los sitios la biomasa se incrementó después del Huracán Julieta, por lo que este pico de biomasa se atribuyó a un incremento de nutrientes y sustrato ocasionado por las lluvias que trajo consigo el huracán.

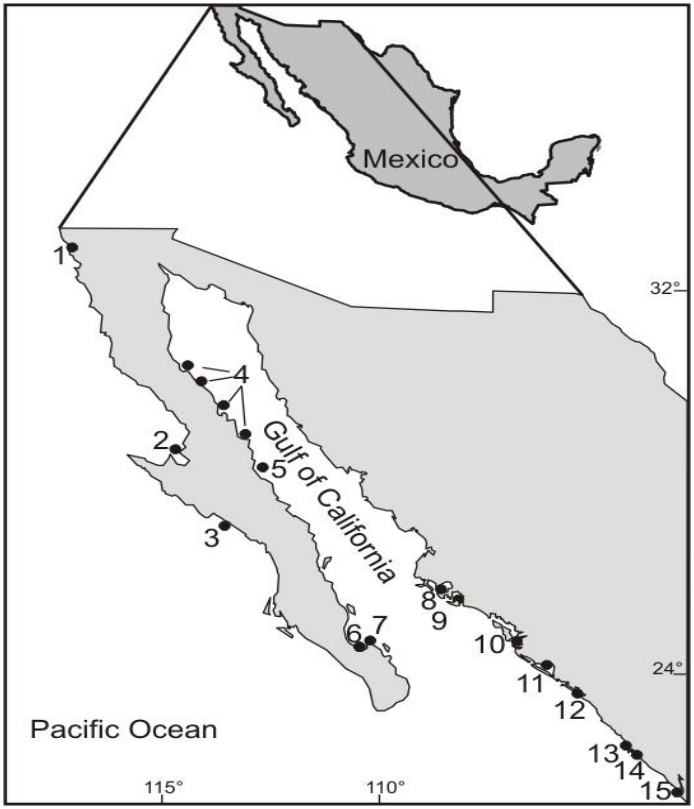

Figura 1. Golfo de California. Localización de los sitios en donde se han realizado algunos estudios sobre biomasa macroalgal (*Sitios estudiados con florecimientos macroalgales): 1 = Bahía San Quintín; 2 = Punta San Isidro; 3 = Laguna San Ignacio; 4 = Cuatro Bahías (Bahía Guadalupe, Bahía Alcatraz, Ensenada El Pescador y Ensenada Las Palomas); 5 = Bahía Los Ángeles; 6 = Bahía La Paz; 7 = Bahía Balandra; 8 = Ohuira, 9 = Navachiste, 10 = Santa María-La Reforma; 11 = Altata-Ensenada El Pabellón, 12 = Ceuta, 13 = Bahía Mazatlán; 14 = Estero de Urías y 15 = Teacapán.

Golfo de California (costa continental)

En la costa sureste del Golfo de California, la época de lluvias está basada en un periodo bien definido de precipitaciones (Flores-Verdugo *et al*., 1993). La época de secas (en los meses de mayo a julio y la época de lluvias (agosto a noviembre) tienen una temperatura característica de entre 27 y 30ºC, mientras que la época de frías (diciembre a abril) tiene una temperatura de 22 a 26ºC (CNA, 2005; Piñón-Gimate *et al*., 2008).

En esta región, las lagunas costeras están siendo directamente influenciadas por actividades humanas tales como la agricultura, granjas camaronícolas, descargas de ríos con aguas residuales urbanas, más la influencia de las comunidades rurales que habitan en los alrededores de las lagunas en las costas de Sonora y Sinaloa. Piñón-Gimate *et al*. (2008), en seis lagunas costeras de Sinaloa (Ohuira, Navachiste, Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada el Pabellón, Ceuta, y Teacapan; Figura 1) encontraron que las concentraciones de nutrientes fueron variables dependiendo del sitio dentro de cada laguna debido a las diferentes actividades que se desarrollan. En estas lagunas, la biomasa macroalgal también fue variable dependiendo del sitio, laguna y época del año. Por ejemplo, la especie *Gracilaria vermiculophylla* presentó valores altos de biomasa (291 ± 276 g m^{-2}, peso seco) en un sitio con altas concentraciones de nutrientes (3.9 ± 1.0 µM P disuelto y 5.1 ± 1.2 µM P Total) provenientes de aguas de drenaje en Santa María La Reforma.

En general, se observó un patrón estacional y que pocas especies contribuyeron en un porcentaje mayor al 70% de la biomasa (*C. sertularioides*, *G. vermiculophylla* y *S. filamentosa*, de entre diez especies de macroalgas que se encontraron). Este patrón correspondió con lo reportado por otros autores, aunque los valores de biomasa fueron más altos que para estudios de la región (Casas-Valdez *et al*., 1997; Cruz-Ayala *et al*., 1998; Scrosati, 2001; Carballo-Cenizo *et al*., 2002), fueron similares a aquellos reportados de florecimientos macroalgales en aguas ricas en nutrientes (Ochoa-Izaguirre *et al*., 2002; Pacheco-Ruíz *et al*., 2002; Scanlan *et al*., 2007).

En El Estero de Urías (Figura 1) una de las lagunas costeras mas urbanizadas de la región, Ochoa-Izaguirre (1999) encontró que la especie *U. lactuca* presentaba su mayor crecimiento en un área en donde hay un alto impacto de actividades humanas particularmente las granjas camaronícolas. La biomasa de esta especie fue alta durante la época de secas (67 g m^{-2} peso seco) pero fue reemplazada en la época de lluvias por la especie *Gracilariopsis sjoestedti* (240 g m^{-2} peso seco). Las altas biomasas encontradas, aunadas a las concentraciones elevadas de nutrientes sugirieron que éstos no fueron limitantes para el crecimiento macroalgal (13.8 µM N Total y 1.1 µM P disuelto en la época de secas y 11.0 µM N Total y

2.9 µM P disuelto durante la época de lluvias). Teichberg *et al.* (2010), condujeron un estudio en donde establecieron la relación entre el flujo de nutrientes y las tasas de crecimiento de *U. lactuca* en aguas templadas y tropicales. Particularmente en el estero de Urías, estos autores encontraron que el crecimiento de esta especie estaba controlado por las concentraciones de NID en la columna de agua, cuando estas eran bajas el crecimiento se controlaba, pero cuando el NID era alto y el P bajo este último controlaba el crecimiento, independientemente de la latitud y la localidad.

Algunos estudios isotópicos determinaron el origen de las fuentes de nutrientes que pudieran estar relacionándose con los crecimientos macroalgales. En las lagunas costeras de Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada del Pabellón y Teacapán en el sureste del GC (Figura 1), Piñón-Gimate *et al.* (2009) encontraron que la señal del $\delta^{15}N$ de macroalgas formadoras de florecimientos macroalgales (*S. filamentosa*, *G. vermiculophylla* e *Hypnea* sp.) estaban enriquecidas (4.3-13.6 ‰) con respecto a la señal isotópica de la columna de agua de donde fueron encontradas ($\delta^{15}N\text{-}NO_3^-$ 3.7 - 6.8 ‰), por lo que concluyeron que la señal estaba relacionada pero con cierto fraccionamiento por parte de las macroalgas. Las señales isotópicas de la columna de agua variaron dependiendo de la influencia antropogénica de la subcuenca circundante que deriva del drenaje municipal, camaronicultura y agricultura ($\delta^{15}N\text{-}NO_3^-$ 16.1 ± 0.3, 7.0 ± 1.0 y 2.1 ± 1.0‰, respectivamente), y que pueden ser las principales fuentes de N para el crecimiento macroalgal. Dependiendo del sitio, las macroalgas muestran diferentes valores del $\delta^{15}N$ dependiendo de las fuentes que se encuentren cercanas. Esto se ha observado en otras partes del mundo (Lapointe *et al.*, 2005; Lapointe & Bedford, 2007).

Impactos de los florecimientos macroalgales

A diferencia de los florecimientos fitoplanctónicos (*p. ej.* mareas rojas), los florecimientos macroalgales carecen de toxicidad química directa, pero tienen un amplio rango de impactos ecológicos que son detrimentales para el ambiente en el que se encuentran. Los florecimientos macroalgales pueden llevar al desplazamiento de especies indígenas, destrucción del hábitat, disminución del oxígeno en la columna de agua, alteración de los ciclos biogeoquímicos, desplazamiento de camas de pastos marinos y cambios de

fase de arrecifes coralinos a algas bénticas que reemplazan a los corales (Valiela *et al*., 1992; Lapointe *et al*., 1994; McGlathery, 1995; Diaz-Pulido & McCook, 2002; Thibaut *et al*., 2004; Lapointe *et al*., 2005; Sundbäck & McGlathery, 2005; Schaffelke *et al*., 2006).

A pesar de las elevadas biomasas alcanzadas por ciertas especies de macroalgas, especialmente *Ulva*, los efectos de los florecimientos macroalgales no han sido estudiados. Por ejemplo, en la Bahía de San Quintín, Zertuche-González *et al.* (2009), explican que las grandes biomasas de *Ulva* (cuyo crecimiento se ha asociado al cultivo de ostiones) y su posterior descomposición puede causar eutroficación y el desplazamiento de las camas de pasto marino *Zostera marina* lo cual tendría un impacto negativo en el sistema, por lo que estos autores han recomendado la remoción y/o cosecha de esta especie como una medida para evitar los posibles impactos por su biomasa, así como se ha hecho en otros lugares del mundo (Sfriso *et al*., 1992; Sfriso & Marcomini, 1997). Sin embargo, Jorgensen *et al.* (2010), indican que hay otros factores que deben de ser considerados antes de la remoción de *Ulva*, así como no hay evidencia de que el cultivo de ostiones este promoviendo el crecimiento de esta especie, por lo que se sugiere se hagan más estudios al respecto.

En la Bahía de La Paz, en Baja California Sur muchas especies de *Ulva* presentan grandes biomasas que se encuentran adyacentes al malecón costero (Cruz-Ayala *et al*., 1998; Núñez-López & Casas-Valdez, 1998). Cada año se desprenden del sustrato y se acumulan en la costa causando problemas de mala imagen y mal olor, por lo que se generan costos de limpieza por parte de la ciudad para su limpieza y remoción (Aguilera-Morales *et al*., 2005). Por lo que la cosecha de esta especie y su uso humano ha sido sugerido (Águila-Ramírez *et al*., 2005), sin embargo se requieren mas estudios al respecto para su aceptación.

Comentarios finales

A la fecha, los estudios sobre florecimientos macroalgales en México solo han sido aproximaciones sobre todo en costas del sureste del Golfo de California en

donde se ha probado que estos florecimientos de alguna manera se encuentran relacionados a los flujos de nutrientes de la región. Existe la necesidad de realizar más estudios que se enfoquen en los florecimientos macroalgales y en las especies que los componen, así como en la posibilidad de correlacionar los incrementos de la biomasa con otros factores además de la temperatura y luz. Comparado con otros sitios alrededor del mundo la biomasa macroalgal encontrada en sitios de México, particularmente en la Ecoregión del Golfo de California, todavía presenta valores bajos, sin embargo, y dado el crecimiento que se presenta sobre todo en regiones de considerable desarrollo humano, es importante continuar con este tipo de estudios. Esto puede impulsar acciones de manejo costero en lagunas impactadas por actividades antropogénicas y eventos climáticos relevantes.

Referencias

Abbott, I.A. & G. Hollenberg. 1976. *Marine Algae of California*. Stanford University Press, Stanford, 827 p.

Águila-Ramírez, R., M. Casas-Valdez, S. Ortega-García, R.A. Núñez-López & M.B. Cruz-Ayala. 2003. Spatial and seasonal variation of macroalgal biomass in Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, Mexico. *Hydrobiol.*, 501: 207–214.

Águila-Ramírez, R., M. Casas-Valdez, C.J. Hernández-Guerrero & A. Marín-Álvarez. 2005. Biomasa de *Ulva* spp. (Chlorophyta) en tres localidades del malecón de La Paz, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 40: 55–61.

Aguilera-Morales, M., M. Casas-Valdez, S. Carrillo-Dominguez, B. González-Acosta & F. Pérez-Gil. 2005. Chemical composition and microbial assays of marine algae *Enteromorpha* spp. as a potential food source. *J. Food Comp. Anal.*, 18: 79–88.

Bricker, S.B., J.G. Ferreira & T. Simas. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecol. Mod.*, 169: 39–60.

Cabello-Pasini, A., J.A. Zertuche-González & I. Pacheco-Ruíz. 2003. Photosynthesis, Growth and Nitrogen Uptake of Competing Marine Macrophytes in the Gulf of California. *Bot. Mar.*, 46: 506–512.

Casas-Valdez, M.M., M.B. Cruz-Ayala & G.E. López. 1997. Algas marinas bentónicas más abundantes en la Bahía de La Paz, B.C.S., 83–92. En: Úrban R.,J. & M. Ramírez (Eds.) *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación*. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, México.

Casas-Valdez, M., R.A. Núñez-López, M.B. Cruz-Ayala, I. Sánchez-Rodríguez, R. Vázquez-Borja & G.E. López. 2000. Biodiversity and biogeographic affinities of the algal flora of Baja California Sur: A synthesis of the literature, 273–282. En: Munawar, M., S.G. Lawrence, I.F. Munawar & D.F. Malley (Eds.) *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope*. Backhuys Publishers, Leiden.

Carballo-Cenizo, J.L., C. Olibarria & T. Garza-Osuna. 2002. Analysis of four macroalgal assemblages along the Pacific Mexican Coast during and after the 1997-98 El Niño. *Ecosystem*. 5: 749–760.

CNA. 2005. Datos estadísticos climáticos del observatorio meteorológico de Mazatlán, Sinaloa, México. Comisión Nacional del Agua, Mazatlán, 15 p.

Costanzo, S.D., M.J. O´Donohue, W.C. Dennison, N.R. Loneragan & M. Thomas. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Mar. Pol. Bull.*, 42: 149–156.

Cruz-Ayala, M.B., M. Casas-Valdez & S. Ortega-García. 1998. Temporal and spatial variation of frondose benthic seaweeds in La Paz Bay, B.C.S., Mexico. *Bot. Mar.*, 41: 191–198.

Dalsgaard, T. 2003. Benthic primary production and nutrient cycling in sediments with benthic microalgae and transient accumulation of macroalgae. *Limnol. Oceanogr*. 48: 2138–2150.

Diaz-Pulido, G. & L.J. McCook. 2002. The fate of bleached corals: patterns and dynamics of algal recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 232: 115–128.

Elser, J.J., M.E.S. Bracken, E.E. Cleland, D.S. Gruner, W.S. Harpole, H. Hillebrand, J.T. Ngai, E.W. Seabloom, J.B. Shurin & J.E. Smith. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.*, 10: 1135–1142.

Espinosa-Carreón, T.L. & J.E. Valdez-Holguín. 2007. Gulf of California interannual Chlorophyll variability. *Ecología Aplicada*, 6: 83–92.

Flores-Verdugo, F., F. Gonzalez-Farias & U. Zaragoza-Araujo. 1993. Ecological parameters on the mangroves of semi-arid regions of México: Important for ecosystem management, 123–132. En: Lieth, H. & A. Al Masoom (Eds.)

Towards the Rational Use of High Salinity Tolerant Plants. Springer, Berlín.

Fong, P. & J.B. Zedler. 1993. Temperature and light effects on the seasonal succession of algal communities in shallow coastal lagoons. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 171: 259–272.

Fong, P., K. Kamer, K.E. Boyer & K.A. Boyle. 2001. Nutrient content of macroalgae with differing morphologies may indicate sources of nutrients for tropical marine systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 220: 137–152.

Gaylord, B., C.A. Blanchette & M.W. Denny. 1994. Mechanical consequences of size in wave-swept algae. *Ecol. Monographs*, 64: 287–313.

Gaylord, B. & M.W. Denny. 1997. Flow and flexibility: effects of size, shape and stiffness in determining wave forces on the stipitate kelps *Eisenia arborea* and *Pterygophora californica*. *J. Exp. Biol.*, 200: 3141–3164.

Granhag, L.M., A.I. Larsson & P.R. Jonsson. 2007. Algal spore settlement and germling removal as a function of flow speed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 344: 63–69.

Ibarra-Obando, S.E., V.F. Camacho-Ibar, J.D. Carriquiry-Beltran & S.V. Smith. 2001. Upwelling and lagoonal ecosystems of the dry Pacific coast of Baja California, 315–330. En: Seeliger, U. & B. Kjerfve (Eds.) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer-Verlag, Berlín.

Johnson, L.E. & S.H. Brawley. 1998. Dispersal and recruitment of a canopy-forming intertidal alga: the relative roles of propagule availability and post-settlement processes. *Oecologia*, 117: 517–526.

Jorgensen, P., S.E. Ibarra-Obando & J.D. Carriquiry. 2010. Management of natural *Ulva* spp. blooms in San Quintin Bay, Baja California: Is it justified? *J. Appl. Phycol.*, 22: 549–558.

Kennison, R.L. 2008. *Evaluating ecosystem function of nutrient retention and recycling in excessively eutrophic estuaries*. Tesis de doctorado. University of California, Los Angeles, 188 p.

Kentula, M.E. & T.H. DeWitt. 2003. Abundance of seagrass (*Zostera marina* L.) and macroalgae in relation to the salinity temperature gradient in Yaquina Bay, Oregon, USA. *Estuaries*, 26: 1130–1141.

Lapointe, B.E., D.S. Littler & M.M. Littler. 1992. Nutrient availability to marine macroalgae in siliciclastic versus carbonate-rich coastal waters. *Estuaries*, 15: 75–82.

Lapointe, B.E., D.A. Tomasko & W.R. Matzie. 1994. Eutrophication and trophic state classification of seagrass communities in the Florida Keys. *Bull. Mar. Sci.*, 54: 696–717.

Lapointe, B.E. & K. Thacker. 2002. Community-based water quality and coral reef monitoring in the Negril Marine Park, Jamaica: Land-based nutrient inputs and their ecological consequences, 939–963. En: Porter, J.W. & K.G. Porter (Eds.) *The Everglades, Florida Bay, and Coral Reefs of the Florida Keys: An Ecosystem Sourcebook*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Lapointe, B., P.J. Barile, M.M. Littler & D.S. Littler. 2005. Macroalgal blooms in southeast Florida coral reefs II. Cross-shelf discrimination of nitrogen sources indicates widespread assimilation of sewage nitrogen. *Harmful Algae*, 4: 1106–1122.

Lapointe, B.E. & B.J. Bedford. 2007. Drift Rhodophyte blooms emerge in Lee County, Florida, USA: Evidence of escalating coastal eutrophication. *Harmful Algae*, 6: 421–437.

Lluch-Cota, S.E., E.A. Aragón-Noriega, F. Arreguín-Sánchez, D. Aurioles-Gamboa, J.J. Bautista-Romero, R.C. Brusca, R. Cervantes-Duarte, R. Cortés-Altamirano, P. del Monte-Luna, A. Esquivel-Herrera, G. Fernández, M.E. Hendrickx, S. Hernández-Vázquez, H. Herrera-Cervantes, M. Kahru, M. Lavín, D. Lluch-Belda, D.B. Lluch-Cota, J. López-Martínez, S.G. Marinone, M.O. Nevárez-Martínez, S. Ortega-García, E. Palacios-Castro, A. Parés-Sierra, G. Ponce-Díaz, M. Ramírez-Rodríguez, C.A. Salinas-Zavala, R.A. Schwartzlose & A.P. Sierra-Beltrán. 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progr. Oceanogr.*, 73: 1–26.

Lotze, H.K. & W. Schramm. 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *J. Phycol.*, 36: 287–295.

Lotze, H.K., B. Worm & U. Sommer. 2000. Propagule banks, herbivory and nutrient supply control population development and dominance patterns in macroalgal blooms. *Oikos*, 89: 56–58.

McGlathery, K.J. 1995. Nutrient and grazing influences on a subtropical seagrass community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 122: 239–252.

McGlathery, K.J. 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *J. Phycol.*, 37: 453–456.

McGlathery, K.J., R. Marino & R.W. Howarth. 1994. Variable rates of phosphate-uptake by shallow marine carbonate sediments-mechanisms and ecological significance. *Biogeochemistry*, 25*:* 127–146.

Milligan, K.L.D. & R.E. DeWreede. 2000. Variations in holdfast attachment mechanics with developmental stage, substratum type, season, and wave-exposure for the intertidal kelp species Hedophyllum sessile (C. Agardh) Setchell. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 254: 189–209.

Milligan, K.L.D. & R.E. DeWreede. 2004. Morphological variations do not effectively reduce drag forces at high wave-exposure for the macroalgal species, Hedophyllum sessile (Laminariales, Phaeophyta). *Phycologia*, 43: 236–244.

Montaño-Ley, Y. & F. Páez-Osuna. 1994. Transporte de material sedimentario en el sistema lagunar de Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa, México. *Geofísica Internacional*, 33: 271-282.

Montaño-Ley, Y., R. Peraza-Vizcarra & F. Páez-Osuna. 2007. The tidal hydrodynamics modeling of the Topolobampo coastal lagoon system and the implications for pollutant dispersion. *Environ. Poll.*, 147: 282–290.

Montaño-Ley, Y., R. Peraza-Vizacarra & F. Páez-Osuna. 2008. Tidal hydrodynamics and their implications for the dispersion of effluents in Mazatlán Harbor: an urbanized shallow coastal lagoon. *Water Air Soil Poll.*, 194: 343–357.

Morand, P. & X. Briand. 1996. Excessive growth of macroalgae: a symptom of environmental disturbance. Bot. Mar., 39: 491–516.

Nedwell, D., A. Sage & J.C. Underwood. 2002. Rapid assessment of macroalgal cover on intertidal sediments in a nitrified estuary. *The science of the total environment*, 285: 97–105.

Nelson, T.A., A.V. Nelson & M. Tjoelker. 2003. Seasonal and spatial patterns of "green tides" (ulvoid algal blooms) and related water quality parameters in the coastal waters of Washington State, USA. *Bot. Mar.*, 46: 263–275.

Norin, L. & M. Wern. 1973. The zone of algal low standing crop near Stockholm. *Oikos*, 15*:* 179–183.

Núñez-López, R.A. & M. Casas-Valdez. 1998. Seasonal variation of seaweed biomass in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. *Bot. Mar.*, 41: 421–426.

Ochoa-Izaguirre, M.J. 1999. *Composición y distribución de macroalgas en el*

sistema lagunar de Urías (Mazatlán, Sinaloa, México): variación estacional de la biomasa en relación con la disponibilidad de nutrientes y algunos factores ambientales. Tesis de maestría. UNAM, Mazatlán, 99 p.

Ochoa-Izaguirre, M.J., J.L. Carballo & F. Páez-Osuna. 2002. Qualitative changes in macroalgal assemblages under two contrasting climatic conditions in a subtropical estuary. *Bot. Mar.*, 45: 130–138.

Ochoa-Izaguirre, M.J., R. Aguilar-Rosas & L.E. Aguilar-Rosas. 2007. *Catálogo de Macroalgas de las Lagunas Costeras de Sinaloa*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. 117 p.

Pacheco-Ruíz, I., J.A. Zertuche-González, A. Cabello-Passini & B. H. Brinkhuis. 1992. Growth responses and seasonal biomass variation of *Gigartina pectinata* Dawson (Rhodophyta) in the Gulf of California. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* 157: 263–274.

Pacheco-Ruíz, I., J.A. Zertuche-González, A. Chee-Barragán & E. Arroyo-Ortega. 2002. Biomass and potential commercial utilization of *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvaceae) beds along the north-west coast of the Gulf of California. *Phycologia*, 41: 199–201.

Páez-Osuna, F., A. Gracia, F. Flores-Verdugo, L.P. Lyle-Fritch, R. Alonso-Rodríguez, A. Roque & A.C. Ruiz-Fernández. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar. Pol. Bull.*, 46: 806–815.

Peckol, P., B. DeMeo-Anderson, J. Rivers, I. Valiela, M. Maldonado, J. Weiner & J. Yates. 1994. Growth, nutrient uptake capacities and constituents of the macroalgae, *Cladophora vagabunda* and *Gracilaria tikvahiae*, related to site-specific nitrogen loading rates. *Mar. Biol.*, 121:175–185.

Pedersen, F.M. & J. Borum. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 142: 261–272.

Piñón-Gimate, A., E. Serviere-Zaragoza, M.J. Ochoa-Izaguirre & F. Páez-Osuna. 2008. Species composition and seasonal changes in macroalgal blooms in lagoons along the southeastern Gulf of California. *Bot. Mar.*, 51: 112–123.

Piñón-Gimate, A., M.F. Soto-Jiménez, M.J. Ochoa-Izaguirre, E. García-Pagés and F. Páez-Osuna. 2009. Macroalgae blooms and $\delta^{15}N$ in subtropical coastal

lagoons from the Southeastern Gulf of California: Discrimination among agricultural, shrimp farm and sewage effluents. *Mar. Pol. Bull.*, 58: 1144–1151.

Readdie, M.D., M.M. Ranelletti & R.M. Mcourt. 2006. *Common Seaweeds of the Gulf of California*. Sea Challenges, Monterey, 104 p.

Scanlan, C.M., J. Foden, E. Wells & M.A. Best. 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Mar. Pol. Bull.*, 55: 162–171.

Schaffelke, B., J.E. Smith & C.L. Hewitt. 2006. Introduced macroalgae – a growing concern. *J. Appl. Phycol.*, 18: 529–541.

Scrosati, R. 2001. Population dynamics of *Caulerpa sertularioides* (Chlorophyta: Bryopsidales) from Baja California, Mexico, during El Niño and La Niña years. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 81: 721–726.

Sfriso, A., B. Pavoni, A. Marcomini & A.A. Orio. 1992. Macroalgae, nutrient cycles and pollutants in the lagoon of Venice. *Estuaries*, 15: 517–528.

Sfriso, A. & A. Marcomini. 1997. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part I: coupling with chemico-physical parameters and nutrient concentrations in waters. *Mar. Environ. Res.*, 44: 351–375.

Sundbäck, K. & K. McGlathery. 2005. Interactions between benthic macroalgal and microalgal mats, 7–29. En: Kristensen E., R.R. Haese & J.E. Kotska (Eds.) *Coastal and Estuarine Studies. Interactions between Macro and Microorganisms in Marine Sediments.* American Geophysical Union, Washington.

Teichberg, M., S.E. Fox, Y.S. Olsen, I. Valiela, P. Martinetto, O. Iribarne, E.Y. Muto, M.A.V. Petti, T.N. Corbisier, M. Soto-Jiménez, F. Páez-Osuna, P. Castro, H. Freitas, A. Zitelli, M. Cardinaletti & D. Tagliapietra. 2010. Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biol.*, 16: 2624–2637.

Tewari, A. & H. V. Joshi. 1988. Effect of domestic sewage and industrial effluents on biomass and species diversity of seaweeds. *Bot. Mar.*, 31: 389–397.

Thibaut, T., A. Meinesz & P. Coquillard. 2004. Biomass seasonality of *Caulerpa taxifolia* in the Mediterranean Sea. *Aquat. Bot.*, 80: 291–297.

Thornber, C.S., P. DiMilla, S.W. Nixon & R.A. McKinney. 2008. Natural and anthropogenic nitrogen uptake by bloom-forming macroalgae. *Mar. Pol. Bull.*, 56: 261–269.

Trimmer, M., D.B. Nedwell, D.B. Sivyer & S. J. Malcolm. 2000. Seasonal organic mineralization and denitrification in intertidal sediments and their relationship to the abundance of *Enteromorpha* sp. and *Ulva* sp. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 203: 67–80.

Valiela, I., K. Foreman, M. LaMontagne, D. Hersh, J. Costa, P. Peckol, B. DeMeo-Andreson, C. D´Avanzo, M. Babione, C. Sham, J. Brawley & K. Lajtha. 1992. Couplings of watersheds and coastal waters- sources and consequences of nutrient enrichment in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 15: 443–457.

Valiela, I., J. McClelland, J. Hauxwell, P.J. Behr, D. Hersh & K. Foreman. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol. Oceanogr.*, 42: 1105–1118.

Viaroli, P., M. Naldi, C. Bondavalli & S. Bencivelli. 1996. Growth of the seaweed *Ulva rigida* C. Agardh in relation to biomass densities, internal nutrient pools and external nutrient supply in the Sacca di Goro lagoon (Northern Italy). *Hydrobiología*, 329: 93–103.

Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante & A. Gallegos-García. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *J. Oceanogr.*, 59: 489–502.

Zertuche-González, J. A., V.F. Camacho-Ibar, I. Pacheco-Ruíz, A. Cabello-Pasini, L.A. Galindo-Bect, J.M. Guzmán-Calderón, V. Macias-Carranza & J. Espinoza-Avalos. 2009. The role of *Ulva* spp. as a temporary nutrient sink in a coastal lagoon with oyster cultivation and upwelling influence. *J. Appl. Phycol.*, 21: 729–736.

Capítulo 19

Reclutamiento coralino en un arrecife restaurado en La Paz, BCS

Rafael Andrés Cabral-Tena

CIBNOR
Becario CONACYT 236794

Resumen

Los arrecifes coralinos están expuestos a diferentes perturbaciones tanto naturales como antropogénicas. El presente estudio tiene como objetivo estimar la variación espacio temporal del reclutamiento de corales pétreos en un arrecife restaurado en la Bahía de La Paz. Se analizó la tasa de reclutamiento sexual entre agosto 2004 y septiembre 2005. Para ello se utilizaron losetas de ladrillo como colectores. Para estimar el patrón temporal de reclutamiento cada loseta permaneció sumergida por tres meses. Se escogieron cuatro áreas coralinas testigo. La tasa de reclutamiento promedio en el área restaurada fue de 7.82 ind m^{-2} $año^{-1}$. La mayor incidencia de reclutas correspondió a la época cálida. La mayoría de los reclutas encontrados en los sitios estudiados correspondieron al género *Porites*. Los resultados son evidencia de que nuevos reclutas están llegando y estableciéndose en la zona restaurada.

Palabras clave: reclutamiento larvario, arrecifes restaurados, Pacífico Oriental, arrecifes del Pacífico mexicano, placas de asentamiento

Coral recruitment in a restored reef in La Paz, BCS

Abstract

Coral reefs are exposed to different natural and anthropogenic disturbances. The purpose of this study is to assess the spatial and temporal variation of coral recruitment in a restored reef in Bahia de La Paz. Recruitment rate was analyzed between August 2004 and September 2005. Terracota settlement plates were used to measure coral recruitment. Temporal pattern of coral recruitment was assessed by submerging the settlement plates for three months. Four coral regions were selected as witnesses. Mean recruitment rate in the restored area was 7.82 ind m^{-2} yr^{-1}*. Recruitment rate increased during the warm season. Most of the recruits found were form the genus Porites. These results are evidence of new recruits settling in the restored area.*

Keywords: larvae recruitment, restored reefs, Eastern Pacific, Mexican Pacific reefs, settlement plates

Introducción

Los corales del Pacífico Oriental se desarrollan en condiciones poco adecuadas debido a la alta variación estacional de temperatura en la región, a la afluencia de aguas continentales y al aporte de nutrientes resultado de surgencias (Glynn & Ault, 2000; Glynn, 2001). Además, están expuestos a la fuerte incidencia de huracanes y el calentamiento inusual de las aguas durante el fenómeno de El Niño, lo cual se asocia a blanqueamientos y a mortalidades masivas de corales (Carriquiry *et al.*, 2001; Reyes-Bonilla *et al.*, 2002). Todos estos factores dan como resultado una cobertura coralina muy reducida en esta zona, así como un cierto aislamiento entre arrecifes, el cual ha sido corroborado con estudios genéticos (Saavedra-Sotelo *et al.*, 2011; Paz-García *et al.*, 2012). Otro factor de presión que incide sobre estos ecosistemas es la interacción con el hombre, incluyendo los varamientos de embarcaciones (Aronson & Swanson, 1997). Cuando un ecosistema ha sido afectado, ya sea de manera natural o antropogénica, normalmente es seguido de un proceso de recuperación de las poblaciones impactadas. El proceso de recuperación de las abundancias de las especies dependerá de la intensidad del evento (Connell *et al.*, 1997).

La forma mediante la cual los corales mantienen sus poblaciones es el reclutamiento originado por dos vías: la reproducción sexual y la asexual. En el caso del reclutamiento asexual la fragmentación está considerada como la principal forma de ella (Richmond, 1997). Bajo condiciones adecuadas estos fragmentos se pueden fijar al sustrato, crecer, y comenzar a reproducirse. En el caso del reclutamiento sexual, los corales liberan gametos que llevados por las corrientes pueden recolonizar el área o colonizar nuevos hábitats y regiones, promoviendo el intercambio genético (López-Pérez *et al.,* 2007). En los corales hay especies gonocóricas o hermafroditas (Richmond & Hunter, 1990), y podemos distinguir dos tipos diferentes de estrategias de fertilización: la primera ocurre dentro de un pólipo maternal (fecundación interna), y estos son conocidos como individuos incubadores. Por otro lado, tenemos a las especies conocidas como desovadoras o de desove masivo y la fertilización ocurre en el ambiente. De manera local las larvas pueden mantener poblaciones y dependiendo de la severidad del daño pueden incluso re-colonizar parches viejos después de una alteración (Fox, 2004).

Justificación

La importancia del reclutamiento en la dinámica de las poblaciones de corales ha recibido mucha atención en los últimos años, especialmente en las regiones del Indo-Pacífico y del Caribe (Smith & Hughes, 1999; Edmunds, 2000; Carlon, 2002; Hughes *et al.,* 2002; Tamelander, 2002). Sin embargo, en el Pacífico Oriental han sido escasos los estudios que discutan acerca de este fenómeno (Reyes-Bonilla & Calderon-Aguilar, 1994; Medina-Rosas *et al.,* 2005; López-Pérez *et al.,* 2007). Siendo la regla el escaso número de reclutas que se registran. En materia de conservación, el estudio de los sistemas coralinos es importante para la implementación de estrategias de manejo o incluso para lograr una explotación responsable del recurso (Cinner & Edwards, 1999). En este sentido, los estudios de reclutamiento sexual ofrecen información para entender la dinámica, estructura y diversidad poblacional de los arrecifes o parches de coral. En el caso de arrecifes degradados y restaurados, el análisis del reclutamiento sexual ofrece la oportunidad de evaluar la recuperación de los mismos, aunque esta utilidad potencial debe ser evaluada.

Material y métodos

Tres sitios fueron ubicados en el arrecife de San Lorenzo en la Bahía de La Paz: el primero correspondiendo a un área restaurada con 30 módulos de concreto sobre los cuales se cementaron fragmentos de *Pocillopora* sp., esto debido al encallamiento del buque tanque "Lázaro Cárdenas II" (22 de septiembre del 2001). En el punto de impacto se dañó de manera directa una superficie de 847 m^2, además, se afectó de manera secundaria un área de 7,623 m^2 adyacente a la anterior; esto debido al efecto del patrón de corrientes y a la marejada provocada por el Huracán "Juliette" (octubre del 2001), que dispersaron los fragmentos de coral hacia el área mencionada (Balart, 2001). El segundo sitio de muestreo corresponde al área afectada de manera secundaria por el accidente, y un área testigo la cual no fue afectada por el buque-tanque. Además dos en la costa peninsular (Punta Diablo y El Portugués) y una en la Isla Espíritu Santo (San Gabriel; Figura 1).

Para cuantificar el número de reclutas, se colocaron losetas de ladrillo de 24 x 9.4 x 2.5 cm. amarradas con una cuerda sintética directamente a rocas y/o cabezas de coral a una profundidad de entre 1 y 5 metros. La superficie total de fijación revisada de cada loseta fue de 0.06 m^2. La variación espacial del reclutamiento se hizo a partir de 30 losetas en el área de restauración y seis en cada uno de los demás sitios de estudio; la diferencia en los números de losetas se debe principalmente a la prioridad de detectar reclutas en el área del arrecife restaurado. Todas las losetas fueron removidas y substituidas por nuevas aproximadamente cada tres meses. El tiempo de exposición promedio de cada loseta fue de 95 días y el tiempo total de exposición fue de 478 días. Una vez retiradas las unidades de muestreo se fijaron en formol al 4% y posteriormente se removió la materia orgánica de las losetas sumergiéndolas en una solución de hipoclorito de sodio al 20% durante 24 horas. Estas fueron revisadas utilizando un microscopio estereoscópico, y la identificación de reclutas fue realizada con ayuda del trabajo de Babcock *et al.* (2003).

El reclutamiento se calculó como densidad (ind m^{-2}) tomando el numero de reclutas encontrados y dividiéndolo entre la superficie analizada correspondiente al sitio analizado. La tasa anual de reclutamiento (ind m^{-2} $año^{-1}$) fue calculada multiplicando la densidad calculada para cada sitio por 365 días y dividiéndola entre el tiempo total de exposición de cada sitio (478 días). Para evaluar las diferencias de manera espacial (sitios) y temporal (meses) en la densidad de reclutas entre sitios, se aplicó un análisis de varianza de una vía a los datos normalizados mediante una transformación logarítmica (log x+1). Se utilizó la prueba de LSD como análisis post-hoc para determinar el origen de las diferencias. Durante el periodo de estudio, se instalaron termógrafos a 7 metros de profundidad, los cuales registraron la temperatura cada hora. Para el análisis se hizo una regresión lineal simple, utilizando los valores de temperatura promedio de cada periodo muestreado y las densidades de reclutas por muestreo, en las áreas de estudio.

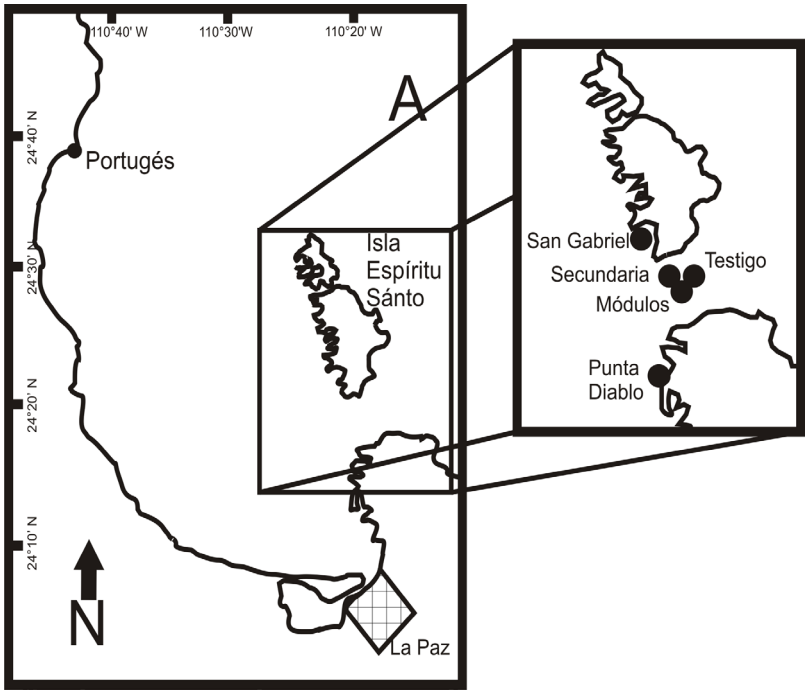

Figura 1. Localización de áreas de estudio.

Resultados

Análisis espacial

Se encontraron 110 reclutas, 7.82 ind m^{-2} en términos de densidad. Se encontraron coralitos pertenecientes a 5 géneros; 99 de ellos pertenecieron al género *Porites* (7.04 ind m^{-2}), 6 a *Pocillopora* (0.42 ind m^{-2}), 1 a *Pavona* (0.07 ind m^{-2}), 1 a *Tubastraea* (0.07 ind m^{-2}) y 3 *a Psammocora* (0.21 ind m^{-2}). Las densidades tuvieron un promedio de 18.04 ± 38.04 ind m^{-2}, con un mínimo de 0.00 ind m^{-2} en el área secundaria y testigo, y un máximo de 103.08 ind m^{-2} en Punta Diablo. Este último, fue el único sitio que mostró diferencias significativas ($F = 2.57$, $gl = 5$, $p < 0.05$) siendo mayor con respecto a los demás (Tabla 1).

Punta Diablo fue el sitio en donde se encontró el mayor número de reclutas: 95 en total (103.08 ind m^{-2}). Siendo 92 de *Porites* y 3 de *Psammocora.* En el área de restauración (Módulos) se encontraron 11 reclutas (1.31 ind m^{-2}): 6 *Pocillopora*, 1 *Pavona*, 1 *Tubastraea* y 3 *Porites*. En San Gabriel se encontraron tres individuos de *Porites* (2.89 ind m^{-2}) y finalmente en el Portugués hubo un individuo (0.96 ind m^{-2}) del género *Porites* (Tabla 1).

Tabla 1. Numero de Lajas y área Revisada, reclutas, densidad de reclutas y tasa anual de reclutamiento por localidad * ANOVA $p < 0.05$.

Sitio	Lajas revisadas	Área revisada (m^2)	Reclutas	Densidad (ind m^{-2})	Tasa anual de reclutamiento (ind m^{-2} $año^{-1}$)
Módulos	146	8.41	11	1.31	1.00
Secundaria	23	1.32	0	0	0
Testigo	23	1.32	0	0	0
Punta Diablo*	16	0.92	95	103.08	78.71
El Portugués	18	1.04	1	0.96	0.74
San Gabriel	18	1.04	3	2.89	2.21
Promedio (SD)	40.67 (±51.68)	2.43 (±2.98)	18.33 (±37.79)	18.04 (± 38.04)	13.78 (±29.05)

Análisis temporal

La mayor densidad de reclutas se registró durante el periodo de agosto-noviembre 2004 (231.48 ind m^{-2}). Las densidades variaron desde 0.57 ind m^{-2} en noviembre-febrero de 2005 y un máximo de 231.48 ind m^{-2} en agosto-noviembre de 2004. Este último fue el único periodo que mostró diferencias significativas ($F = 2.08$, $gl = 29$, $p < 0.05$), siendo mayor al resto (Tabla 2). En el área de módulos, se registraron 3 reclutas en junio-agosto de 2004 (2 *Pocillopora* y 1 *Porites*), 7 en agosto-noviembre de 2004 (3 *Pocillopora*, 2 *Porites*, 1 *Pavona* y 1 *Tubastraea*), 1 recluta en noviembre-febrero de 2005 (*Pocillopora*). Para los demás muestreos no se encontraron organismos.

En Punta Diablo, se encontró el mayor número de reclutas, 95 en total, 92 del género *Porites,* 77 *Porites* y 3 *Psammocora* en agosto-noviembre de 2004, 1 en febrero-junio de 2005, 14 en junio-septiembre de 2005. En El Portugués solo hubo un individuo del genero *Porites*, registrado en agosto-noviembre de 2004.

En San Gabriel se encontraron 2 corales, 1 en de agosto-noviembre de 2004 y 1 en febrero-junio de 2005 ambos del género *Porites* (Tabla 2).

Tabla 2. Densidad de reclutas por muestreo en cada sitio, se revisaron todos los sitios pero no se encontró ningún individuo en: Secundaria y Testigo por lo que estos sitios no se muestran en la Tabla. *ANOVA $p < 0.05$.

Sitio	ago 2004	nov 2004*	feb 2005	jun 2005	sep 2005	Promedio
Módulos	1.74	4.05	0.58	0	0	1.27±1.10
Punta Diablo*	0	231.48	0	3.47	48.61	56.71±99.84
Portugués	0	4.34	0	0	0	0.87±1.94
San Gabriel	0	5.79	0	2.48	0	1.65±2.54
Promedio	0.29±0.71	40.94±93.37	0.10±0.24	0.99±1.57	8.10±19.85	

Las temperaturas máximas registradas durante el período de análisis en Bahía de La Paz ocurrieron entre agosto y noviembre, y las más bajas entre febrero y junio (Figura 2). Las regresiones lineales utilizadas para establecer si existe alguna relación entre la densidad de reclutas registrada en cada muestreo y la temperatura promedio del periodo correspondiente a cada muestreo, arrojaron un valor de r^2 de 0.68 ($n = 5$), sin embargo este ajuste no fue significativo ($p > 0.05$).

Discusión

La tasa de reclutamiento calculada (13.78 ind m^{-2} $año^{-1}$) es similar e inclusive superior a lo observado en otras regiones del Pacífico Oriental. Reyes-Bonilla & Calderón-Aguilera (1994), calcularon que en el arrecife de Cabo Pulmo, BCS (23° 26' N) *Porites panamensis* se recluta con una tasa de 0.71 ind m^{-2} $año^{-1}$. Mientras que en Huatulco, Oaxaca (15° 41' N) Glynn & Leyte-Morales (1997) estimaron de manera indirecta que *Pavona gigantea* se recluta con una tasa

de 0.19 a 0.24 ind m^{-2} $año^{-1}$. Utilizando colectores en la misma área, López-Pérez *et al.* (2007) registraron de 0.85 a 20.4 ind m^{-2} $año^{-1}$ de *Porites*. Medina-Rosas *et al.* (2005) utilizando placas de asentamiento en Bahía de Banderas, Jalisco (20° 45´ N) registró 1.08 ind m^{-2} $año^{-1}$ de *Porites*.

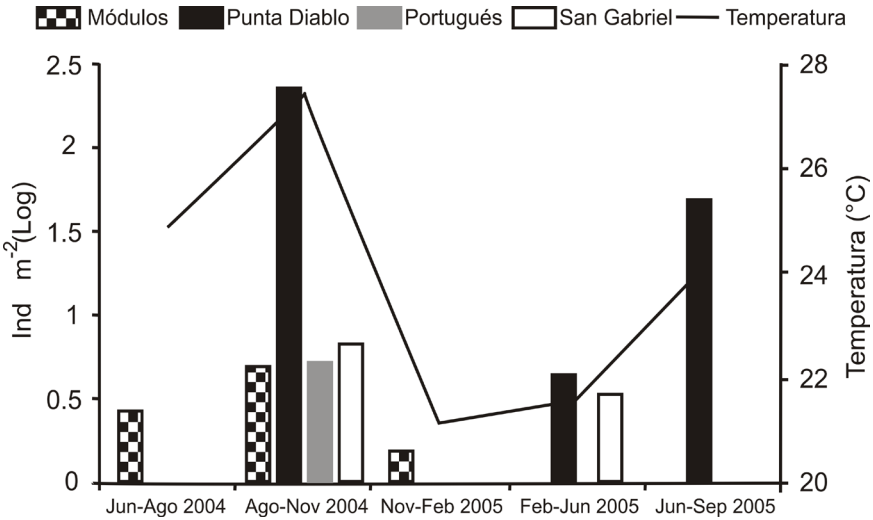

Figura 2. Temperatura y densidad de reclutas por sitio y por periodo de estudio.

Birkeland (1977) reportó 0.21 ind m^{-2} $año^{-1}$ de *Porites* en Panamá, Guzmán (1986) no encontró ningún recluta en La Isla del Caño, Costa Rica durante un año de muestreo, Glynn *et al.* (2000) reportan valores de reclutamiento de *Pavona* de 0 ind m^{-2} $año^{-1}$ en las Islas Galápagos, 0.1 ind m^{-2} $año^{-1}$ en Costa Rica y 0.2 ind m^{-2} $año^{-1}$ en Panamá. Con estos resultados podemos observar un patrón de reclutamiento en el Pacífico Oriental, en donde en las áreas de mayor latitud (Golfo de California) el reclutamiento coralino es mayor en comparación a las áreas de menor latitud (Oaxaca, Costa Rica, Panamá). Estas diferencias se deben a reguladores locales de la reproducción como pueden ser temperatura, luz o nutrientes (Richmond 1987; Harrison & Wallace 1990; Glynn *et al.*, 1991).

Se ha relacionado el modo de reproducción de los corales con el nivel de perturbación o variación oceanográfica que experimentan en el ambiente. Stimson (1978) encontró que en Hawái los corales que habitan en sitios poco profundos, frecuentemente perturbados por el ambiente y con alta mortalidad, se reproducen sexualmente liberando plánulas todo el año. Szmant (1986) argumenta que algunos corales del Caribe que habitan sitios inestables y que sufren alta mortalidad de adultos también han desarrollado una estrategia de reproducción sexual a lo largo de todo el año para incrementar el reclutamiento local. Sin embargo, en Centroamérica (Costa Rica, Panamá, Galápagos), Glynn *et al.* (2000, 2011) encontraron lo contrario para diversas especies de corales; En ambientes estables (ambientes sin surgencias y con temperaturas constantes durante todo el año) los corales presentaron mayor actividad reproductiva en comparación con sitios inestables (ambientes con surgencias y temperatura cambiante a lo largo del año). Se concluyó que la reproducción sexual es más común en ambientes estables, y en ambientes inestables los corales mantienen sus poblaciones gracias a la reproducción asexual.

En el caso del Pacífico mexicano, en el área de Oaxaca, las condiciones oceanográficas (temperatura, mareas, oxigeno disuelto, nutrientes y materia orgánica) son más estables en comparación con Jalisco y el Golfo de California (Glynn & Ault, 2000; De La Lanza, 2001). Los resultados encontrados en diversos estudios de reproducción (Mora Pérez, 2005; Medina-Rosas *et al*., 2005; López-Pérez *et al*., 2007; Chávez-Romo & Reyes-Bonilla, 2007; Carpizo-Ituarte *et al*., 2011; Rodríguez-Troncoso *et al*., 2011; Paz-García *et al*., 2012; este estudio) indican que en poblaciones de corales en áreas más cambiantes (Golfo de California y Jalisco) la reproducción sexual tiene un papel más importante en el mantenimiento de las poblaciones en comparación con las poblaciones que se encuentran en ambientes más estables (Oaxaca) en donde las poblaciones tienen una reproducción sexual menos intensa.

Estos resultados coinciden con lo propuesto por Stimson (1978) y Szmant (1986) y son contrarios a lo mencionado por Glynn *et al.* (2000, 2011), aunque bien puede tratarse de una cuestión de escala, ya que los trabajos de Glynn *et al.* (2000, 2011) fueron llevados a cabo en regiones cercanas y en donde las

condiciones oceanográficas son mas similares entre sí, en comparación al Pacífico mexicano, en donde los diferentes sitios están más lejanos entre si y las condiciones oceanográficas son contrastantes. En la Bahía de La Paz, el periodo con mayor presencia de reclutas fue entre agosto y noviembre, lo que indica que la actividad reproductiva de los corales está muy relacionada con la época cálida del año, como lo han demostrado estudios histológicos (Mora Pérez, 2005; Chávez-Romo & Reyes-Bonilla, 2007; Carpizo-Ituarte *et al*., 2011; Rodríguez-Troncoso *et al*., 2011), en el caso especial de *Porites panamensis* este se reproduce sexualmente a lo largo de casi todo el año, disminuyendo su actividad reproductiva en periodos con temperaturas extremas (Mora Pérez, 2005).

Este estudio complementa la información que ya se tenía para la zona y además confirma el patrón de reclutamiento que se venía observando en el área por otros autores (Reyes-Bonilla & Calderón, 1994; Medina-Rosas *et al*., 2005; López-Pérez *et al*., 2007), en donde se observa que hay un mayor reclutamiento en las zonas del Golfo de California en comparación a las zonas de menor latitud, el único sitio que se sale de lo normal es Punta Diablo (Bahía de La Paz) en donde se observó un reclutamiento mucho mayor que la resto de la zona, esto puede deberse a las características oceanográficas y físicas (nutrientes, luz, corrientes, orografía) particulares del sitio. Se puede concluir que nuevos corales se están reclutando en la zona restaurada en el arrecife San Lorenzo luego de la afectación provocada por el buque tanque, aunque su tasa de reclutamiento (1.00 ind m^{-2} $año^{-1}$) es considerada baja (Rubin *et al*., 2010).

Referencias

Aronson, R.B. & D.W. Swanson. 1997. Disturbance and recovery from ship groundings in the Florida Keys national marine sanctuary. *Dauphin Island Sea Lab Tech. Report 97–002*, Dauphin Island, AL.

Babcock, R.C., A.H. Baird, S. Piromvaragorn, D.P. Thompson & B.L. Willis. 2003. Identification of scleractinian coral recruits from Indo-Pacific reefs. *Zool. Stud.*, 42: 211–226.

Balart, E.F. 2001. *Evaluación del impacto sobre fondos marinos coralinos producido por el encallamiento del buque-tanque Lázaro Cárdenas, al sur de la Isla Espíritu Santo, Baja California Sur. Informe Final para PROFEPA*. CIBNOR, La Paz, 15 p.

Birkeland, C. 1977. The importance of biomass accumulation in early stages of benthic communities to the survival of coral reefs. *Proc. 3rd Int. Coral Reef Symp. Miami*, 1: 15–21.

Carlon, D.B. 2002. Production and supply of larvae as determinants of zonation in a brooding tropical coral. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 268: 33–46.

Carpizo-Ituarte, E., V. Vizcaíno-Ochoa, G. Chi-Barragán, O. Tapia-Vázquez, A.L. Cupul-Magaña & P. Medina-Rosas. 2011. Evidence of sexual reproduction in the hermatypic corals *Pocillopora damicornis*, *Porites panamensis*, and *Pavona gigantea* in Banderas Bay, Mexican Pacific. *Cienc. Mar.*, 37: 97–112.

Carriquiry, J.D., A.L. Cupul-Magaña, F. Rodríguez-Zaragoza & P. Medina-Rosas. 2001. Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997–98 El Niño and prediction from a remote sensing approach. *Bull. Mar. Sci.*, 69: 237–249.

Chávez-Romo, H.E. & H. Reyes-Bonilla. 2007. Reproducción sexual del coral *Pocillopora damicornis a*l Sur del Golfo de California, México. *Cienc. Mar.*, 33(4): 495–501.

Cinner, J.E & A.J. Edwards. 1999. An evaluation of artificial reef structures as tool for marine habitat rehabilitation in the Maldives. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 9: 5–21.

Connell, J.H., T.P. Hughes & C.C. Wallace. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecol. Monographs*, 67(4): 461–488.

De La Lanza, E.G. 2001. *Características Físico-químicas de los Mares de México.* Plaza y Valdés Editores, México, 149 p.

Edmunds, P.J. 2000. Recruitment of Scleractinia onto the skeletons of coral killed by black band disease. *Coral Reefs*, 19: 69–74.

Fox, H.E. 2004. Coral recruitment in blasted and unblasted sites in Indonesia: assessing rehabilitation potential. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 269: 131–139.

Glynn, P.W. 2001. Eastern Pacific coral reef ecosystems, 281–305. En: Seeliger, U. & B. Kjerfve (Eds.) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*.

Springer-Verlag, Berlín.

Glynn, P.W., N.J. Gassman, C.M. Eakin, J. Cortes, D.B. Smith & H.M. Guzman. 1991. Reef Coral Reproduction In The Eastern Pacific: Costa Rica, Panama, And Galapagos Islands (Ecuador) I. Pocilloporidae. *Mar. Biol.*, 109: 355–368.

Glynn, P.W. & G.E. Leyte-Morales. 1997. Coral reefs of Huatulco, West Mexico: Reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Rev. Biol. Trop*., 45(3): 1033–1047.

Glynn, P.W. & J.S. Ault. 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern pacific coral region. *Coral Reefs*, 19: 1–23.

Glynn, P.W., S.B. Colley, J.H. Ting, J.L. Maté & H.M. Guzmán. 2000. 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*. *Mar. Biol.*, 136: 785–805.

Glynn, P.W., S.W. Colley, H.M. Guzman, C. Enochs, J. Cortés, J.L. Maté & J.S. Feingold. 2011. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panamá, and the Galápagos Islands (Ecuador). VI. Agariciidae, *Pavona clavus*. *Mar. Biol.*, 158: 1601–1617.

Guzmán, H.M. 1986. *Estructura de la comunidad arrecifal en isla del caño, costa rica, y el efecto de perturbaciones naturales severas*. Tesis de maestría. Universidad de Costa Rica, San José, 152 p.

Harrison, P.C. & C.C. Wallace. 1990. Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals, 133–207. En: Dubinsky, Z. (Ed.) *Ecosystems of the World 25. Coral Reefs*. Elsevier, Amsterdam.

Hughes, T.P., A.H. Baird, E.A. Dinsdale, V.J. Harriott, N.A. Moltshaniwskyj, S. Pratchett, J.E. Tanner & B.L. Willis. 2002. Detecting regional variation using meta-analysis and large scale sampling: latitudinal patterns in recruitment. *Ecology*, 83: 436–451.

López-Pérez, R.A. M.G. Mora-Pérez & G.E. Leyte-Morales. 2007. Coral (*Anthozoa: Scleractinia*) recruitment at Bahías de Huatulco, western Mexico: implications for coral community structure and dynamics. *Pac. Sci.*, 61(3): 355–369.

Medina-Rosas, P., J.D. Carriquiry & A.L. Cupul-Magaña. 2005. Recruitment of *Porites* (scleractinia) on artificial substrate in reefs affected by the 1997–98

El Niño in Banderas Bay, Mexican Pacific. *Cienc. Mar.*, 31: 1–7.

Mora Pérez, M.G. 2005. *Biología reproductiva del coral Porites panamensis Verril 1866 (Anthozoa: Scleractinea), en Bahía de La Paz, Baja California Sur, México*. Tesis de maestría. CICIMAR, La Paz, 95 p.

Paz-García, D.A., H.E. Chávez-Romo, F. Correa-Sandoval, H. Reyes-Bonilla, R.A. López-Pérez, P. Medina-Rosas & M.P. Hernández-Cortés. 2012. Genetic connectivity patterns of corals *Pocillopora damicornis* and *Porites panamensis* (Anthozoa: Scleractinea) along the west coast of Mexico. *Pac. Sci.*, 66: 43–61.

Reyes Bonilla, H. & L.E. Calderón Aguilera. 1994. Parámetros poblacionales de *Porites Panamensis* (Anthozoa: Scleractinia) en el arrecife de Cabo Pulmo, México. *Rev. Biol. Trop.*, 42: 121–128.

Reyes-Bonilla, H., J.D. Carriquiry, G.E. Leyte-Morales & A.L. Cupul-Magaña. 2002. Effects of the El Niño-Southern Oscillation and the anti-El Niño event (1997–1999) on coral reefs of the western coast of México. *Coral Reefs*, 21: 368–372.

Richmond, R.H. 1987. Energetic relationships and biogeographical differences among fecundity, growth and reproduction in the reef coral *Pocillopora damicornis*. *Bull. Mar. Sci.*, 41: 594–604.

Richmond, R.H. 1997. Reproduction and recruitment in coral: critical links in the persistence of reefs, 175–196. En: Birkeland, C.E. (Ed.) *Life and Death of Coral Reefs*. Chapman and Hall, Nueva York.

Richmond, R.H. & C. Hunter. 1990. Reproduction and recruitment of corals: comparisons among the Caribbean, the Tropical Pacific and The Red Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 60: 185–203.

Rodríguez-Troncoso, A.P., E. Carpizo-Ituarte, G.E. Leyte-Morales, G. Chi-Barragán & O. Tapia-Vázquez. 2011. Sexual reproduction of three coral species from the Mexican South Pacific. *Mar. Biol.* DOI 10.1007/s00227-011-1765-9

Rubin, E.T., J.V. Lopez, D.S. Gilliam, R.E. Dodge, V.N. Kosmynin & A.L. Moulding. 2010. Scleractinian coral recruitment patterns to reefs physically damaged by ship groundings. *Proc 11th ICRS*, 326–330.

Saavedra-Sotelo, N.C., L.E. Calderon-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, R.A. Lopez-Perez, P. Medina-Rosas & A. Rocha-Olivares. 2011. Limited genetic connectivity of *Pavona gigantea* in the Mexican Pacific. *Coral Reefs*, 30(3):

677–686.

Smith, L.C. & T.P. Hughes. 1999. An experimental assessment of survival, reattachment and fecundity of coral fragments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 235: 147–164.

Stimson, J.S. 1978. Mode and timing of reproduction in some common hermatypic corals of Hawaii and Enewetak. *Mar. Biol.*, 48: 173–184.

Szmant, A.M. 1986. Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Coral Reef.*, 5: 43–54.

Tamelander, J. 2002. Coral recruitment following a mass mortality event. *Ambio*, 31: 551–557.

Capítulo 20

Elementos de dinámica poblacional para el manejo de peces damisela del Golfo de California

Julio Ayala-Aguilar

UABCS
Becario del proyecto 83339

Resumen

Los peces damisela *Abudefduf troschelii*, *Microspathodon dorsalis* y *Stegastes rectifraenum* (Pomacentridae), son organismos de arrecife rocoso presentes en el suroeste del Golfo de California, con importancia comercial como peces ornamentales. Su pesquería constituye un sustento para las personas que se dedican a este rubro y debido a que su demanda ha ido en aumento, se vuelve imprescindible la generación de información biológica básica (abundancia, reproducción reclutamiento, etc.) para su manejo. El estudio recabó información biológica existente de las especies, y a partir de muestras disponibles de gónadas en fase de gránulo de vitelo (GV), se estimó la fecundidad parcial (FP). La FP encontrada de las especies objetivo (*A. troschelii* = 2,052–22.208; *S. rectifraenum* = 975–18,099 y *M. dorsalis* = 10,741–102,632, expresada en ovocitos/hembra), junto con datos existentes de su abundancia, edad y reclutamiento, permitieron crear tablas de vida para las dos últimas especies. La expectativa de vida ($e(x)$) promedio de *S. rectifraenum* fue de 4.08 años con un tiempo generacional (*Tc*) promedio de 2.15 años en individuos con tallas entre 5–15 cm y una tasa intrínseca de crecimiento (TIC) de 0.15. En *M. dorsalis* $e(x)$ = 7.63 años, *Tc* promedio = 3.04 años en individuos entre los 20–35 cm y TIC = 0.044. Con base en estos resultados se sugiere una extracción inicial de 686 individuos para *S. rectifraenum* y 245 individuos para *M. dorsalis* por cada 250 m^2 y un máximo rendimiento sostenible (MRS) anual de 25 y 2.6 individuos/250 m^2, respectivamente. Lo anterior demuestra altas tasas de regeneración poblacional y una pronta recuperación de las poblaciones en el suroeste del Golfo de California.

Palabras clave: Pomacentridae, fecundidad, manejo, extracción

Population dynamics elements for damselfish management in the Gulf of California

Abstract

The damselfish Abudefduf troschelii, Microspathodon dorsalis and Stegastes rectifraenum (Pomacentridae) are rocky reef fish present in the southwestern Gulf of California with commercial importance as ornamental fish. Its fishery is a form of sustenance to people who are dedicated to this field. Because its demand has increased, it is essential to generate basic biological information (abundance, reproduction, recruitment, etc.) for its management. Therefore, information was gathered from the existing biological species, and from available gonad samples in the yolk granule stage (GV); it was estimated fecundity (FP) of each. The FP found from the target species (A. troschelii = 2.052 to 22,208 eggs/female; S. rectifraenum = 975 to 18.099 oocytes/female and M. dorsalis = 10.741 to 102.632 eggs/female), together with existing data from their abundance, age and recruitment, helped create life tables for the last two species. Life expectancy (e(x)) average of S. rectifraenum was of 4.08 years with a generation time (Tc) average of 2.15 years in individuals with sizes between 5-15 cm and an intrinsic growth rate (TIC) of 0.15. An e(x) of 7.63 years was determined in M. dorsalis and an average Tc of 3.04 years in individuals between 20-35 cm and 0,044 TIC. Based on these results it is suggested an initial extraction of 686 individuals for S. rectifraenum and 245 M. dorsalis individuals per 250 m^2 and a maximum sustainable yield (MSY) per annum, 25 and 2.6 individuals/250 m^2, respectively, which shows high rates of population regeneration and early population recovery in the Gulf of California southwestern.

Keywords: Pomacentridae, fecundity, management, extraction

Introducción

Para comprender la dinámica de la estructura de una población se requieren conocer diversos aspectos de la biología de la especie como: su abundancia, estructura de la población, reproducción (temporada reproductiva, talla de primera madurez poblacional y fecundidad), crecimiento, mortalidad, etc., así como analizar sus cambios en relación a los sucedidos en la comunidad (factores bióticos y abióticos), los cuales determinan el decremento o incremento de dichas poblaciones. La obtención de dichos componentes biológicos nos permiten crear las tablas de vida de la especie (Csirke, 1980), en las cuales se estiman la tasa de mortalidad, supervivencia, etc. de la población, ya sea por edad o talla y lograr así, el objetivo final que es la predicción del potencial de la tasa de regeneración poblacional (Czerniejewski & Filipiak, 2002; Werdin & Ferrero, 2008), lo que finalmente proporciona información para la aplicación de cuotas de captura y un manejo sustentable de los recursos marinos (Irazola *et al*., 1996).

Los peces de la familia Pomacentridae suelen ser los más diversos y característicos de los arrecifes rocosos y coralinos (Castro, 1978). Sus integrantes son un recurso pesquero para el campo de la acuariofilia, tanto en su etapa juvenil como adulta, debido a su coloración y alto rango de tolerancia al cautiverio. Para efectuar el manejo se requiere conocer los aspectos más relevantes de su dinámica poblacional. Aunque en ocasiones existe información biológica de diversas especies publicada en tesis, pocos son los intentos por condensarla e integrarla para verificar su factibilidad como elementos para elucidar la dinámica de sus poblaciones, objetivo del presente trabajo.

Justificación

La demanda de los pomacéntridos (*Abudefduf troschelii*, *Microspathodon dorsalis* y *Stegastes rectifraenum*) en la pesca ornamental y su comercialización tanto a nivel nacional como internacional, se ha incrementado en los últimos años, alcanzando precios entre los $50 a $200 pesos M.N., por individuo, en establecimientos registrados fiscalmente. En el Golfo de California los permisos

que se obtienen para operar son de pesca de fomento (DOF, 2004), lo que supondría que estas especies están siendo subexplotadas, ya que al basarse en el principio precautorio, las cuotas establecidas para la pesca de fomento son generalmente bajas (Medellín, 1998). Para llevar un buen manejo de peces de importancia ornamental en el suroeste del GC, es imprescindible conocer e integrar los aspectos de su biología más relevantes de su dinámica poblacional, con lo cual en parte, se obtendrá la base que ayude a dirigir un rumbo definido y sustentado sobre su explotación y manejo.

Material y métodos

Para las tres especies, fueron consultados datos bibliográficos sobre reproducción (proporción de sexos, tallas de primera madurez, temporada reproductiva) (Foster, 1987; Bocanegra, 1995; Hernández, 2008); estimación de abundancia (Abitia *et al*., 1996; Arreola & Elorduy, 2002; Álvarez *et al*., 2006); reclutamiento (talla mínima y abundancia) (Paredes, 2000; Trujillo, 2003); y edad (solo se encontraron datos para la especie *S. rectifraenum*). De organismos recolectados durante el periodo 2003-2005, se estimó el porcentaje de individuos pertenecientes a cada uno de los intervalos de tallas (cm) o cohorte previamente establecidos por Trujillo (2003) y Hernández (2008), éste porcentaje fue utilizado como base para estimar el promedio de individuos de cada cohorte, de datos de abundancia de otros años (2000-2005), donde no se contaba con las tallas.

Uno de los aspectos fundamentales para elaborar las tablas de vida es contar con datos sobre su fecundidad, y debido a que fue un aspecto desconocido para las especies objetivo, se procedió a determinarlo a partir de muestras de gónadas fijadas en formol al 10%, obtenidas previamente de los organismos recolectados entre mayo del 2003 a octubre del 2005 en la zona de Punta Arena de la Ventana, BCS, con sus respectivos datos biométricos (peso total, PT; longitud total, LT y peso de la gónada, PG) de cada individuo. Como el grado de maduración de las gónadas también ya se conocía, se seleccionaron y separaron aquellas muestras que presentaron ovocitos en fase de gránulo de vitelo (GV) y ausencia de folículos postovulatorios para el cálculo de la fecundidad parcial (FP), como sugiere

el método de ovocitos del grupo modal más avanzado (MacGregor, 1957) y se contaron los ovocitos dentro de una muestra de peso conocido, que posteriormente se extrapoló al peso total de la gónada.

Para minimizar el esfuerzo de conteo de ovocitos, se calculó un tamaño mínimo de muestra (TMM) de la gónada. Para lograr esto, de tres gónadas de cada especie y en una balanza semi analítica con una precisión de 0.0001 g se pesaron por triplicado submuestras de 0.01 g de diferencia, desde los 0.01 g hasta 0.3 g. De cada submuestra se contaron los ovocitos y para cada peso se obtuvo el promedio. Con los valores obtenidos de los pesos y mediante la utilización de la ecuación de CLENCH (Moreno, 2001) se determinó el TMM en donde la variación del número de ovocitos disminuye. Establecido el TMM, se contaron los ovocitos de tres submuestras de cada ovario seleccionado. El número de ovocitos estimados se extrapoló al peso total de la gónada y se obtuvo la FP. Una vez obtenidas las cohortes o intervalos por tallas se inició el cálculo de las siguientes variables:

N_x: número total de individuos de la cohorte
L_x: proporción de supervivencia de los individuos al inicio de cada talla (N_x/N_0); donde $N_0=1$, la cual se coloca en la primer cohorte
$e(x)$: expectativa de vida ($\Sigma L_x / L_x$)
d_x: probabilidad de mortalidad de la cohorte ($L_x - L_{x+1}$)
q_x: proporción de muertos en cada cohorte (d_x / L_x)
K: fuerza o potencia de mortalidad *killing power* ($\log_{10}N_x - \log_{10}N_{x+1}$)
F_x: fecundidad por cohorte (en este caso, se obtuvo de la fecundidad promedio calculada y solo se usaron en las tallas analizadas)
m_x: promedio de ovocitos producidos por cada hembra sobreviviente (F_x/N_x)
R_0: índice reproductor neto por cohorte ($L_x * m_x$). La Tasa de Reproducción (TR) se obtuvo de la suma total de los índices de reproducción (ΣR_0)
T_c: tiempo generacional de la cohorte ($\Sigma R_0 / R_0$)
TIC: tasa intrínseca de crecimiento ($\log_e R_0 / T_c$)

Para crear escenarios sobre niveles de extracción recomendables, con base en los datos previamente determinados (tasa intrínseca de crecimiento *r* y abundancia

total *k*), se realizó un cálculo de la primera extracción máxima sostenible (*k/2*) la cual representa el punto en donde la población crece lo más rápido posible de un tiempo a otro (Figura 1). Además se calculó el máximo rendimiento sostenible (MRS) (Figura 1) mediante la ecuación de producción excedente [(r*k)/4].

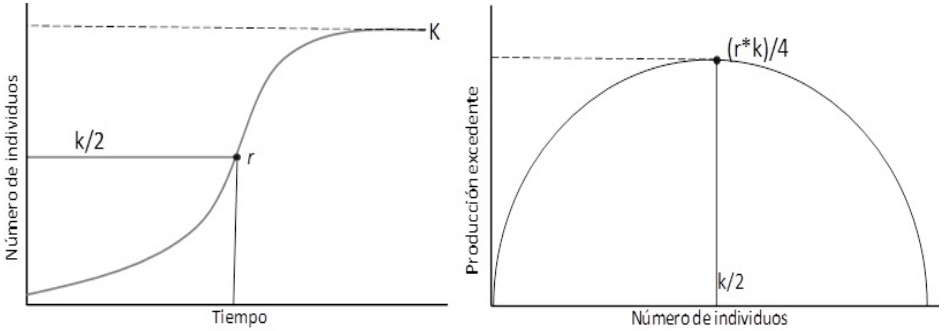

Figura 1. Izquierda: representación del modelo logístico de crecimiento poblacional, donde *K* indica la capacidad de carga; *r* es la tasa intrínseca de crecimiento; *k/2* es el punto donde la población crece lo más rápido posible de un tiempo a otro. Derecha: representación de la producción excedente o número de individuos que se pueden agregar a la población de un tiempo a otro, donde *(r*k)/4* es el máximo rendimiento sostenible (MRS).

Resultados

Los datos biológicos de las especies a partir de diferentes tipos de publicaciones y los obtenidos en este estudio se presentan en la Tabla 1. A pesar de los datos obtenidos, la tabla de vida para la especie *Abudefduf troschelii* no pudo ser elaborada, debido a que la información sobre la abundancia de individuos juveniles y hembras, no se encontró y por tal motivo no se pudieron realizar las cohortes necesarias para la creación de las tablas de vida. Para *M. dorsalis* y *S. rectifraenum*, los valores determinados en las tablas de vida se muestran en Tabla 2.

De acuerdo a los datos obtenidos de abundancia y la TIC, se obtuvieron los números de captura inicial y de la producción excedente o máximo rendimiento sostenible (MRS) por cada 250 m^2. Para *S. rectifraenum* (r =0.15; k = 1,173) se sugiere una extracción inicial de 686 individuos y para *M. dorsalis* (r = 0.044; k = 490) y una extracción inicial de 245 individuos. El MRS anual fue de 25 y 2.6 individuos, respectivamente.

Tabla 1. Datos biológicos de las tres especies objetivo para la creación de las tablas de vida. H = hembras y M = machos.

Dinámica poblacional	*A. troschelii*	*M. dorsalis*	*S. rectifraenum*
Longitud máx. (*LT* cm)	23[5]	45[4]	16[5]
Tallas de primera madurez (cm)	H 15.2-16.5[5] M 18-19.3[5]	H 24.5-27.8[5] M 24.5-27.8[5]	H 10.4-11.6[5] M 10.4-11.6[5]
Abundancia promedio (individuos/250 m^2)	Sin dato	69[3,5]	784[3,5]
Proporción de sexos (H/M)	1:1[5]	1.3:1[1,5]	1:1[5]
Temporada reproductiva	marzo–octubre[5]	marzo-octubre[5]	marzo–octubre[5]
Abundancia de reclutas (individuos/250 m^2)	Sin dato	421[3]	589[2]
Edad (años)	Sin dato	Sin dato	0.97 - 8.53[6]
Abundancia promedio total (individuos)	3, 118[7,8]	455[7,8]	6,341[7,8]
Fecundidad promedio (ovocitos/hembra)	9,478[9]	53,941[9]	7,570[9]

[1]Bocanegra (1995); [2]Paredes (2000); [3]Trujillo (2003); [4]Nelson (2004); [5]Hernández (2008);[6] Álvaro Amador (datos no publicados); [7]Abitia *et al.* (1996); [8]Álvarez *et al.* (2006) y [9]Presente trabajo.

Tabla 2. Variables poblacionales de las especies *M. dorsalis* y *S. rectifraenum*.

Talla (cm)	N(x)	L(x)	e(x)	d(x)	q(x)	K	f(x)	m(x)	Ro	Tc	TIC
Microspathodon dorsalis											
0-5	30	1	7.63	0.809	0.80	0.71	-	-	-	-	-
5-10	6	0.19	39.9	-0.765	-4.00	-0.69	-	-	-	-	-
10-15	29	0.95	7.98	0.096	0.10	0.04	-	-	-	-	-
15-20	26	0.86	8.87	-0.287	-0.33	-0.12	-	-	-	-	-
20-25	34	1.14	6.65	-0.574	-0.50	-0.17	53973	1567	1799	3.1	0.043
25-30	52	1.72	4.43	0.096	0.05	0.02	49345	955	1644	3.4	0.039
30-35	49	1.62	4.69	1.530	0.94	1.23	65418	1341	2180	2.5	0.050
35-40	3	0.09	79.8	0.062	0.65	0.45	-	-	-	-	-
40-45	1	0.03	229	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	229	7.63	-	-	-	-	-	-	5624	-	-
Stegastes rectifraenum											
0-5	246	1	4.08	-0.604	-0.604	-0.205	-	-	-	-	-
5-10	395	1.6	2.55	0.125	0.078	0.035	4668	11.8	19.0	2.7	0.125
10-15	364	1.5	2.76	-	-	-	7981	21.9	32.4	1.6	0.181
Total	1005	4.08	-	-	-	-	-	-	51.4	-	-

Discusión

La variación observada de la FP de las tres especies parece una constante entre los peces (Ciechomski & Capezzani, 1969; Bhatt *et al*., 1977; Matić *et al*., 2004; Arellano *et al*., 2006; Barros & Iwaszkiw, 2006), con ejemplos extremos que pueden alcanzar diferencias de hasta cerca de 50 órdenes de magnitud (Bhatt *et al*., 1977). Estas variaciones se encuentran relacionadas con la cantidad de alimento adquirido de manera previa y durante la temporada reproductiva, la talla, el tipo de desove, el peso, la edad y duración de la temporada reproductiva, entre otros factores (Hernández, 2008).

Trabajos previos (Kohda, 1996) han demostrado que los pomacéntridos alcanzan edades de entre los 12 y 15 años (*Amphiprion clarkii* y *Stegastes altus*, respectivamente). En nuestro caso, la edad máxima estimada para *S. rectifraenum* fue alrededor de los 9 años y de 14 para *M. dorsalis*, sin embargo la expectativa de vida media para *S. rectifraenum* fue de 4.08 años y para *M. dorsalis* de 7.63 años correspondiente a las primeras tallas, lo cual puede explicarse por el alto grado de competencia intraespecífica por la adquisición de un territorio (especies territoriales), cuya competencia inicia poco después de su reclutamiento. Posterior a la competencia, y lograda la adquisición de un territorio la supervivencia de la especie *S. rectifraenum* se incrementa conforme aumenta de talla (Paredes, 2000; Trujillo, 2003); mientras que en la proporción y probabilidad de mortalidad de *M. dorsalis*, no se observó una tendencia definida, ya que existen altas y bajas en los valores calculados.

En las poblaciones de peces se señala que si el valor de la proporción de mortalidad alcanza valores de alrededor de 1.5 (en especies longevas, *p. ej*. tiburones) se puede llegar a la disminución considerable de la población, inclusive, podría llegar a perderse dicha población. Debido a que las especies objetivo no tienen una alta longevidad (≤ 1 año, para incorporarse a la reproducción) y, a que los valores calculados de mortalidad en las tablas de vida para estas especies fueron menores a 1 (algunos casos hasta menores a 0.1) se sugiere que las poblaciones de damiselas (*S. rectifraenum* y *M. dorsalis*) no se encuentran en riesgo por presiones extractivas.

El tiempo generacional de cohorte evidenció que los individuos de *S. rectifraenum* en tallas de 5-15 cm (TGP: 2.15 años –asíntota de crecimiento: 10 cm– Hernández, 2008), se recuperan rápidamente (promedio: 1.4 años). Para *M. dorsalis* se determinó un TGP de 3.04 años en tallas de 20-35 cm (incluyendo la talla de primera madurez para ambos sexos: 24.5-27.8 cm; Hernández, 2008). Comparado con los valores encontrados para *S. rectifraenum* se evidencia que *M. dorsalis* es más longeva. Dado que no se cuenta con un valor específico de la TIC poblacional en peces marinos sujetos a explotación como peces de ornato, los datos de estas tablas de vida podrían ayudar a entender la velocidad de regeneración. Los valores promedios de TIC estimados para *S. rectifraenum* y *M. dorsalis* fueron 0.15 y 0.044, respectivamente. Valores similares fueron encontrados en peces como el bacalao *Gadus morhua*, TIC = 0.06 (Myers & Mertz, 1997) y el huachinango *Lutjanus peru*, TIC = 0.184 (Garduño *et al*., 2010), sin embargo, estos valores fueron estimados a nivel individuo, mientras que los valores determinados en el presente trabajo son estimaciones a nivel poblacional.

Anteriormente, la administración de los recursos vivos a nivel de poblaciones se consideraba lejos de ser eficiente, en especial el caso de los recursos acuáticos, debido a que los estudios realizados sobre su manejo eran obstaculizados por el carácter de propiedad común del recurso; el bajo entendimiento de la dinámica poblacional (Irazola *et al*., 1996; del Monte-Luna *et al*., 2007) y la poca disposición del gobierno para implementar medidas de manejo basadas en estudios científicos. Lo anterior son algunas de las razones que han llevado al mal manejo y al sacrificio eficiente en la actividad pesquera (del Monte *et al*., 2007). Los resultados obtenidos para las dos especies (*S. rectifraenum* y *M. dorsalis*) permiten inferir sobre el rendimiento de este recurso, evaluando la biomasa y su capacidad de recuperación, así como recomendar acciones con el fin de optimizar la explotación pesquera de estas especies en el suroeste del GC.

Sobre estas inferencias, cabe mencionar que las abundancias de las especies presentan variantes de acuerdo al sitio, por lo que la media de estas abundancias (6,340 individuos para *S. rectifraenum* y 455 para *M. dorsalis*) es poco representativa para otras localidades, de tal forma el recurso estaría subexplotado (Irazola *et al*., 1996; del Monte-Luna *et al*., 2007), ya que en algunos casos, las

abundancias llegan a duplicar e inclusive a triplicar el número de individuos antes mencionado. De acuerdo con los resultados obtenidos y dado que estas poblaciones de peces no han sido explotados a gran escala, se recomienda reducir alrededor de la mitad (*k/2*) el tamaño inicial de la población, cayendo así en el nivel donde la recuperación de la población es la más rápida, y que en este caso sería, la extracción inicial de 686 individuos para *S. rectifraenum* y 245 para *M. dorsalis* por cada 250 m^2. La realización de esta recomendación y extracción inicial, es uno de los objetivos universales del manejo en los recursos marinos (del Monte-Luna *et al.*, 2004).

Una vez extraído el recurso, no siempre se contará con el mismo número de individuos de la población, por lo que se llega al punto en que la extracción del recurso es de magnitud *rk*/4, este valor es el máximo número de individuos que puede agregarse a la población, a éste valor se le conoce como producción excedente o máximo rendimiento sostenible (MRS) (del Monte-Luna *et al.*, 2007) y de acuerdo a las abundancias promedio descritas en este trabajo, es de un orden para *S. rectifraenum* de 25 individuos y para *M. dorsalis* de 2.6 individuos por cada 250 m^2 por año. Debido a que no se cuenta con valores reales de pesca, esta extracción (MRS) podría estarse subestimando, ya que ambas especies presentan un tiempo generacional rápido por lo que el número de individuos extraídos podría aumentar. Las pesquerías tratan de mantener una constante en cuanto al esfuerzo aplicado en la captura de organismos, pero no siempre se puede llevar a cabo este objetivo, debido a factores inherentes de las poblaciones, como las condiciones ambientales (temperatura, alimento disponible, etc.) y que no pueden ser reguladas por el hombre. De este modo, al sustentarse en valores reales de la dinámica poblacional, los datos obtenidos en este trabajo representan un buen punto de partida para el manejo de éste recurso (Irazola *et al.*, 1996; del Monte-Luna *et al.*, 2007; Hernández, 2008).

Referencias

Abitia, C.L., H. Pérez & F. Galván. 1996. Variaciones temporales y espaciales en la estructura de la comunidad de peces de arrecifes rocosos del suroeste del Golfo de California, México. *Cienc.Mar.*, 22(3): 273–294.

Álvarez, L.F., H. Reyes & L. Calderón. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Mar. Ecol*., 27: 253–262.

Arellano, M., B. Ceballos, L. Hernández & F. Galván. 2006. Fecundidad del ángel de Cortés *Pomacanthus zonipectus* (Teleosti: Pomacanthidae), en la Isla Espíritu Santo, Golfo de California México. *Cienc. Mar.,* 32: 65–71.

Arreola, R.J. & F. Elorduy. 2002. Reef fish diversity in the region of La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Bull. Mar. Sci*., 70: 1–18.

Barros, S.E. & J.M. Iwaszkiw. 2006. Fecundidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Cuvier y Valenciennes, 1835) (Pisces: Atherinidae) en el Embalse Cabra Corral, Provincia de Salta, Argentina. *Rev. Aqua TIC*, 24: 42–49.

Bhatt, V.S., S.G. Dalal & S.A.H. Abidi.1977. Fecundity of the freshwater catfishes *Mystus seenghala* (Sykes), *Mystus cavasius* (Ham), *Wallagonia attu* (Bloch) and *Heteropneustes fossilis* (Bloch) from the plains of northern India. *Hydrobiologia*, 54(3): 219–224.

Bocanegra, N. 1995. *Aspectos biológicos del pez Microspathodon dorsalis (Gill 1863) en la zona rocosa de Bahía de Navidad, Jalisco, durante el periodo Verano-Otoño 1983*. Tesis de licenciatura. UAG, Guadalajara, 74p.

Castro, J.L. 1978. *Catálogo Sistémico de los Peces Marinos que Penetran a las Aguas Continentales de México con Aspectos Zoogeográficos y Ecológicos*. Ediciones Mundo Marino, México, 298 p.

Ciechomski, J.D. & D.A. Capezzani. 1969. Fecundity of the Argentinean mackerel *Scomber japonicus marplatensis*. Argentina. *Mar. Biol*., 2: 277–282.

Csirke, J. 1980. *Introducción a la Dinámica de Poblaciones de Peces. Documento Técnico Pesca 192*. FAO, Roma, 82 p.

Czerniejewski, P. & J. Filipiak. 2002. Fecundity assessment of vendace, *Coregonus albula* L. from six lakes in Polish western Pomerania Poland. *Acta Ichthyol. Piscat.,* 32: 71–82.

del Monte-Luna, P., B.W. Brook, M.J. Zetina & V.H. Cruz. 2004. The carrying capacity of ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 13: 485–495.

del Monte-Luna, P., D. Lluch & F. Arreguín. 2007. Examen de la conservación y el aprovechamiento de los recursos vivos. *Interciencia*, 32: 61–65.

DOF-Diario Oficial de la Federación. 2004. Reglamento de la Ley de Pesca. México, D.F., 43 p.

Foster, S. 1987. Diel and lunar patterns of reproduction in the Caribbean and

Pacific sergeant major damselfishes *Abudefduf saxatilis* and *A. troschelii*. *Mar. Biol.,* 95: 333–343.

Garduño, M., M. Unzueta, M. Hernández, R. Lorán & F. Martínez. 2010. Crecimiento de huachinangos juveniles silvestres (*Lutjanus peru*) en un encierro de engorda en Puerto Vicente Guerrero, Guerrero, México. *Ciencia Pesquera*, 18: 93–96.

Hernández, L. 2008. *Ecología reproductiva de peces de arrecife rocoso en el suroeste del Golfo de California, México*. Tesis de doctorado. CICIMAR, La Paz, 184 p.

Irazola, M., A. Luchetti, J. Lleonart, A. Ocaña, J.M. Tapia & S. Tudela. 1996. La pesca en el siglo XXI: propuesta para una gestión pesquera racional en Cataluynia. CCOO-CEPROM-FORCEM, Barcelona, 167 p.

Kohda, M. 1996. A damselfish living for more than 15 years: a longevity record for small reef fishes. *Ichthyol. Res.*, 43(4): 459–462.

MacGregor, J.S. 1957. Fecundity of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*). *Fish Bull.,* 57(121): 427–449.

Matić, S.S., M. Kraljević & J. Dulćić. 2004. Fecundity of blotched picarel, *Spicara maena* L. (Teleosti: Centracanthidae), in the eastern central Adriatic Sea. *Acta Adriat.*, 45(2): 155–162.

Medellín, P. 1998. El principio precautorio. San Luis Potosí, México. Diario de San Luis, 6 p.

Moreno, C.E. 2001. *Métodos para Medir la Biodiversidad*. M&T SEA, Zaragoza, 84 p.

Myers, R. & G. Mertz. 1997. Maximum population growth rates and recovery times for Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Fish Bull.*, 95: 762–772.

Nelson, J. 2004. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, Alberta, 624 p.

Paredes, G. A. 2000. *Reclutamiento de peces de arrecife en los Islotes, B.C.S., México*. Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 52 p.

Trujillo, O. 2003. *Reclutamiento de peces de arrecife en Isla Cerralvo y Punta Perico, B. C. S., México*. Tesis de maestría. CICIMAR, La Paz, 84 p.

Werdin, J.O. & A.A. Ferrero. 2008. Tabla de Vida y fecundidad de *Nezara viridula* var. *Smaragdula* (Hemiptera: Pentatomidae) alimentada sobre frutos de *Seolus vulgaris* L. (Fabaceae). *IDESIA*, 26: 9–13.

Capítulo 21

Evaluación de la comunidad íctica en un área coralina restaurada luego de un encallamiento en el arrecife de San Lorenzo, Bahía de la Paz, BCS

Briseida Mejía-Torres

UNAM

Becaria del proyecto 83339

Resumen

Este estudio analiza el proceso de sucesión de una comunidad íctica arrecifal en un área coralina parcialmente restaurada con arrecifes artificiales (área modular). Para ello se analizó una base de datos desarrollada a partir de censos visuales subacuáticos de los peces en dos momentos, uno a tres años de la restauración y otro a siete años de distancia. Para discriminar con objetividad la evolución de la comunidad se analizaron simultáneamente un área coralina adyacente como control y otra parcialmente afectada por pedacería de coral (área secundaria). Como descriptores de la comunidad se utilizaron la riqueza de especies, densidad, diversidad, equidad, y el índice de valor biológico. Los resultados indican que la comunidad íctica del área modular posee índices de diversidad elevados en ambos años con gran similaridad al área control en cuanto a valores de riqueza y densidad en el 2009. Las diferencias son atribuidas a la heterogeneidad que proveen los módulos instalados en la zona perturbada. Se concluye que la respuesta a la restauración ha sido favorable para la comunidad íctica

Palabras clave: peces de arrecife, arrecife coralino, restauración, sucesión, ecología de comunidades

Analysis of the reef fish community in a restored coral area after a grounding in the San Lorenzo reef, Bahía de la Paz, BCS

Abstract

This study analyzes the succession process of a reef fish community in an area partially restored with artificial reefs (modular area). To accomplish that goal, afish database was developed from a two-period underwater visual census; three years after restoration (2005) and after seven years (2009). To discriminate the evolution of the restored fish community, other two areas were analyzed simultaneously: an undisturbed adjacent area as control and another area affected by coral rubble (secondary area). As community descriptors were used species richness, density, diversity, evenness, and biological value indices. The results indicated that the modular reef fish community had high diversity values in both years, whereas modular and control areas were more similar in 2009 because of their values in species richness and density. The differences are attributed to the higher heterogeneity provided by the modules in the restored area. It is concluded that the response to restoration had been favorable for the fish community.

Keywords: reef fishes, coral reef, restoration, succession, community ecology

Introducción

La comunidad íctica es uno de los componentes más conspicuos de los arrecifes, es responsable del flujo de energía entre las redes tróficas (Christensen & Pauly, 1993) y biomasa (Mumby *et al*., 2004). Los ensambles en los peces arrecifales son altamente dinámicos y ricos, ya que hay un gran número de especies con morfotipos altamente diferenciados en un espacio relativamente pequeño. Por ello, los arrecifes son considerados uno de los ecosistemas más complejos en la naturaleza (Sale, 1991). El tipo de hábitat, relieve submarino y formación del arrecife, se han considerado como los factores que tienen mayor influencia en la estructura de la comunidad íctica (Williams, 1991; McGehee, 1994; Bouchon-Navaro *et al*., 2005).

Excepto por el arrecife de coral Cabo Pulmo, los arrecifes del Golfo de California son rocosos, característica que genera gran diversidad de hábitats para los peces y otros organismos marinos (Brusca & Thompson, 1975; Thompson *et al*., 2000). Se ha determinado que la abundancia, diversidad y riqueza específica son índices que varían cuando un ecosistema es afectado natural o antropogénicamente. Normalmente, después del impacto sigue un proceso de recuperación de las diferentes poblaciones, las cuales pueden retomar su nivel de abundancia previo al disturbio, dependiendo de la intensidad del evento (Connell *et al*., 1997). En este contexto, el 22 de septiembre de 2001 encalló de manera accidental y momentánea el buque-tanque "Lázaro Cárdenas II" en el arrecife San Lorenzo, al sur de la Isla Espíritu Santo al noroeste de La Paz, BCS, a una profundidad de entre 3 y 7 metros. Como resultado, una gran cantidad de cabezas de coral del género *Pocillopora* que conforma el fondo del arrecife en forma de grandes agregaciones fueron trituradas, desplazadas y fragmentadas (Balart-Páez, 2001).

Para la restauración de arrecifes se han desarrollado diversas técnicas y herramientas, utilizando como instrumento efectivo la capacidad regenerativa de los corales a partir de fragmentos vivos (Lirman, 2000). La restauración llevada a cabo en San Lorenzo comprendió la implementación de arrecifes artificiales (módulos) en la zona que fue desprovista totalmente de coral vivo y la limpieza de pedacería de coral a lo largo de la zona de afectación (Balart-Páez, 2001).

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de la restauración en la comunidad íctica del canal de San Lorenzo por medio del análisis comparativo de los descriptores comunitarios y grupos tróficos-funcionales contrastando su comportamiento con un sitio medianamente afectado y otro testigo.

Material y métodos

Área de estudio y muestreo

El área de estudio se ubica en el arrecife de San Lorenzo en las coordenadas 24° 23.208' N y 110° 18.900' W, en el Canal del mismo nombre, entre el lado sur de la Isla Espíritu Santo y la playa Tecolote en el área peninsular, en Bahía de La Paz, BCS. Esta área la dividimos en tres sitios: 1) modular, que corresponde al área impactada por el buque-tanque "Lázaro Cárdenas II" y restaurada parcialmente con estructuras artificiales de rocosas y cemento cubiertas de fragmentos de coral vivo (módulos); 2) secundario, que corresponde al área arrecifal adyacente impactada por fragmentos coralinos producidos por el encallamiento y que fueron arrojados sobre su cobertura coralina por el huracán Juliette (erradicados posteriormente) y 3) testigo, que corresponde a una extensa área adyacente que no sufrió afectación alguna (Balart-Páez, 2001).

Este trabajo se basa en el análisis de una base de datos estructurada a partir de censos visuales realizados por expertos en peces de arrecife utilizando equipo SCUBA. Los censos de de peces crípticos se realizaron sobre transectos de 30 x 1 m y los de peces conspicuos sobre transectos de 30 x 5 m; en ambos casos se desarrollaron 4 réplicas por sitio siguiendo la metodología de Harmelin-Vivien *et al.* (1985). En cada transecto los peces fueron identificados y su número registrado en formatos plastificados previamente impresos.

Descriptores comunitarios

Riqueza específica. Correspondió al número de especies promedio por censo.

Índice de Shannon-Wiener. Este índice de diversidad se calculó de acuerdo a Magurran (1988) con la siguiente ecuación:

$$H' = -\sum (ni / N) \ln (ni / N)$$

donde *N* es el número total de individuos de todas las especies y *ni* es el número de individuos de la especie *i* en un censo.

Índice de equidad de Pielou. Este índice indica que tan homogénea es la distribución de los individuos entre las especies. Se calculó de acuerdo a Magurran (1988) con la siguiente ecuación:

$$J' = H' / ln\ (S)$$

donde *H'* es el máximo valor de diversidad de Shannon-Wiener y *S* es el número de especies.

Densidad. Debido a que las áreas cubiertas por los transectos son diferentes para peces crípticos (30 m^2) y conspicuos (150 m^2) se utilizó la densidad (ind/m^2) en lugar de la abundancia.

Indice de Valor Biológico. Con el fin de determinar las especies dominantes por año y sitio de muestreo se aplicó el índice de valor biológico (IVB) propuesto por Sanders (1960):

$$IVBi = \sum_{j=1}^{M} puntoij$$

donde *i* corresponde a cada especie y *j* a las estaciones de recolección. Para calcular este índice se asigna un valor de importancia a cada especie en función de su abundancia numérica de cada muestreo, expresándola como puntajes (Loya & Escofet, 1990).

Grupos tróficos-funcionales. Se clasificaron las especies siguiendo el criterio de Viesca Lobatón *et al.* (2008) en herbívoros (se alimentan exclusivamente de algas); omnívoros (combinan las algas con mayor o menor proporción de invertebrados y detritos); oportunistas (se alimentan de casi cualquier recurso y pueden ser desde omnívoros generalistas hasta totalmente especializados); piscívoros (se alimentan exclusiva o casi exclusivamente de peces aunque de juveniles o sub-adultos se alimentan de invertebrados); zoobentívoros (se alimentan principalmente de invertebrados bentónicos y en algunos casos de peces asociados al fondo) y zooplanctívoros (se alimentan en la columna de agua de diversos grupos de invertebrados y larvas de peces).

Análisis comparativo

Previo al análisis comparativo de los descriptores entre sitios y entre años, a los datos les fueron aplicadas las pruebas estadísticas de Kolmogorov-Smirnov, homocedasticidad de varianzas e independencia, con el fin de elegir el tipo de pruebas a utilizar, paramétricas (análisis de varianza de una vía) o no paramétricas (Kruskal-Wallis), utilizando el paquete estadístico STATISTICA v. 7.0. El análisis de agrupamiento se llevó a cabo con el paquete PRIMER v.6.0.

Resultados

Se censaron 72 especies ícticas distribuidas en 28 familias asociadas al arrecife San Lorenzo durante el año 2005 y 70 especies pertenecientes a 27 familias durante 2009. El sitio testigo presenta en ambos años una densidad promedio mayor a los otros dos sitios (Figura 1a). El sitio modular aumenta considerablemente de densidad del año 2005 al 2009 y es el único que muestra diferencias estadísticamente significativas ($F = 4.8522$, $p = 0.0276$). La riqueza fue mayor en el sitio modular en ambos años de estudio (Figura 1b). En el 2005, el sitio modular y el sitio secundario muestran diferencias estadísticamente significativas respecto al sitio testigo ($F = 8.3949$, $p = 0.0102$), mientras que durante el año 2009 no hubo diferencias significativas entre los sitios ($p > 0.05$).

El índice de Shannon-Wiener mostró diferencias estadísticamente significativas entre sitios durante 2005 ($F = 17.7649$, $p = 0.0030$); la prueba *a posteriori* demuestra que ocurren entre el sitio modular, con valores más altos, y los sitios secundario y testigo, con valores más bajos (Figura 1c). Durante 2009, la mayor diversidad se encuentra en el sitio modular y testigo. La ANOVA señaló diferencias significativas ($F = 31.1553$, $p = 0.0006$); la prueba *a posteriori* señala las diferencias entre el sitio modular y el secundario, y éste a su vez con el sitio testigo. El índice de equidad de Pielou mostró diferencias estadísticamente significativas entre sitios durante 2005 ($F = 456.224$, $p = 0.0000$); la prueba *a posteriori* señala que ocurren entre los tres sitios, teniendo el valor más alto el sitio modular y el más bajo el sitio secundario

(Figura 1d). En el año 2009 también hay diferencias significativas entre los tres sitios (F = 105.6614, p = 0.00002), teniendo el valor más alto el sitio modular y el más bajo el sitio secundario (Figura 1d).

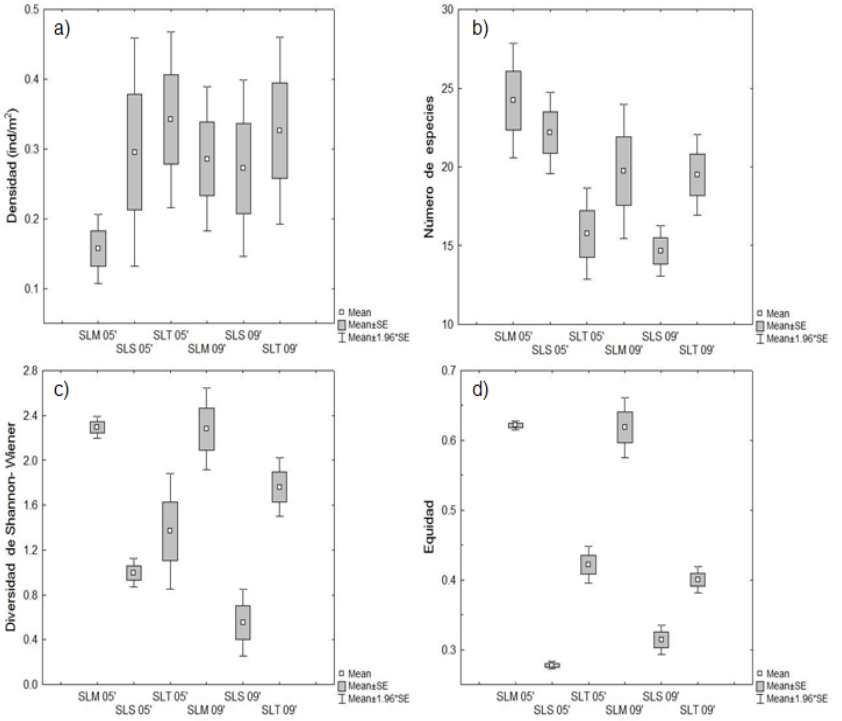

Figura 1. Descriptores de la comunidad íctica en el arrecife San Lorenzo por sitio y año: a = densidad; b = riqueza específica; c = índice de diversidad de Shannon-Wiener; d = índice de equidad de Pielou; SLM = sitio modular; SLS = sitio secundario y SLT = sitio testigo.

El índice de valor biológico (IVB) varió entre 133 puntos, para las especies con mayor dominancia y 33 puntos para las de menor dominio. Durante 2005 el sitio modular presentó un número mayor de especies dominantes (21), seguido por el sitio secundario (16) y el sitio testigo (11). Sin embargo, en 2009 el sitio con mayor número de especies dominantes fue el testigo (14) mientras que los sitios modular y secundario presentaron 9 especies dominantes. Comparando ambos años, el sitio modular y el secundario disminuyeron la cantidad de especies dominantes para el 2009, mientras que en el sitio testigo aumentaron (Tabla 1).

Tabla 1. Especies con mayor dominancia de acuerdo al índice de valor biológico (IVB) en el año 2005 y 2009. SLM = San Lorenzo Modular; SLS = San Lorenzo Secundario; SLT = San Lorenzo Testigo.

IVB		
2005		
SLM (100 puntos)	SLS (133 puntos)	SLT (133 puntos)
Acanthemblemaria crockeri	*Alphestes immaculatus*	*Abudefduf troschelli*
Bodianus diplotaenia	*Bodianus diplotaenia*	*Alphestes immaculatus*
Canthigaster punctatissima	*Canthigaster punctatissima*	*Bodianus diplotaenia*
Cirrhitichthys oxycephalus	*Cirrhitichthys oxycephalus*	*Cirrhitichthys oxycephalus*
Coralliozetus micropes	*Diodon holocanthus*	*Diodon holocanthus*
Diodon holocanthus	*Holacanthus passer*	*Epinephelus labriformis*
Elacatinus puncticulatus	*Johnrandallia nigrirostris*	*Holacanthus passer*
Holacanthus passer	*Lutjanus argentiventris*	*Stegastes rectifraenum*
Johnrandallia nigrirostris	*Ophioblennius steindachneri*	*Thalassoma grammaticum*
Lutjanus argentiventris	*Pomacanthus zonipectus*	*T. lucasanum*
Mulloidichthys dentatus	*Scarus ghobban*	*Tylosurus crocodilus fodiator*
Ophioblennius steindachneri	*S. rubroviolaceus*	
Paranthias colonus	*Serranus psittacinus*	
Protemblemaria bicirris	*Stegastes rectifraenum*	
Scarus ghobban	*Thalassoma grammaticum*	
S. rubroviolaceus	*T. lucasanum*	
Serranus psittacinus		
Stegastes flavilatus		
S. rectifraenum		
Thalassoma grammaticum		
T. lucasanum		
2009		
SLM (133 puntos)	SLS (133 puntos)	SLT (133 puntos)
Holacanthus passer	*Canthigaster punctatissima*	*Alphestes immaculatus*
Lutjanus argentiventris	*Cirrhitichthys oxycephalus*	*Bodianus diplotaenia*
Stegastes rectifraenum	*Coryphopterus urospilus*	*Canthigaster punctatissima*
Thalassoma lucasanum	*Diodon holocanthus*	*Cirrhitichthys oxycephalus*
	Epinephelus labriformis	*Diodon holocanthus*
	Holacanthus passer	*Holacanthus passer*
	Scarus ghobban	*Johnrandallia nigrirostris*
	Stegastes rectifraenum	*Lutjanus argentiventris*
	Thalassoma lucasanum	*Mycteroperca rosacea*
		Ophioblennius steindachneri
		Scarus ghobban
		Scorpaenodes xyris
		Stegastes rectifraenum
		Thalassoma lucasanum

En general, los grupos trófico-funcionales más abundantes en el arrecife San Lorenzo son los omnívoros y zooplanctívoros, mientras que los otros grupos están pobremente representados. Durante 2005 los omnívoros presentaron las más bajas densidades en el sitio modular, mientras el más alto fue el sitio testigo, y lo mismo ocurrió durante 2009 (Figura 2a). No hubo diferencias significativas entre los sitios modular, secundario y testigo considerando ambos años ($p > 0.05$). Los zooplanctívoros (Figura 2b) mostraron variaciones mínimas respecto a su densidad en ambos años, por lo que no hubo diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$). Por su parte, los herbívoros (Figura 2c) no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$), aunque los valores más altos se dieron en los sitios perturbados. Los piscívoros (Figura 2d) son el único grupo que muestra diferencias estadísticamente significativas ($F = 2.6987$, $p = 0.0248$). La prueba *a posteriori* demuestra que las diferencias están dadas entre el sitio secundario en el 2005 y el sitio modular en el 2009, siendo este último año donde el grupo se encuentra mejor representado. Los zoobentívoros no muestran diferencias significativas entre sitios en ambos años ($p > 0.05$). No obstante, en el 2005 los sitios muestran valores homogéneos, y en el 2009 el sitio modular aumenta en comparación con el resto de los sitios teniendo la mayor densidad entre sitios y entre años (Figura 2e).

El análisis de similitud basado en las densidades de las especies agrupa a los sitios modular y secundario del 2005 mas cercanamente en una rama del dendograma, mientras que los sitios modular y testigo del año 2009 muestran más afinidad conformando un grupo (Figura 3a). Sin embargo, al realizar el mismo análisis utilizando únicamente presencia-ausencia de las especies, el sitio modular 2005 queda agrupado con el sitio testigo 2009, y el sitio modular permanece separado en una de las ramas (Figura 3b).

Discusión

La destrucción de un hábitat implica la desaparición, al menos parcial de sus habitantes. Una medida de mitigación, como es la restauración parcial o total de la misma (si fuera posible), se orienta a la recuperación funcional de esta. Esto es lo

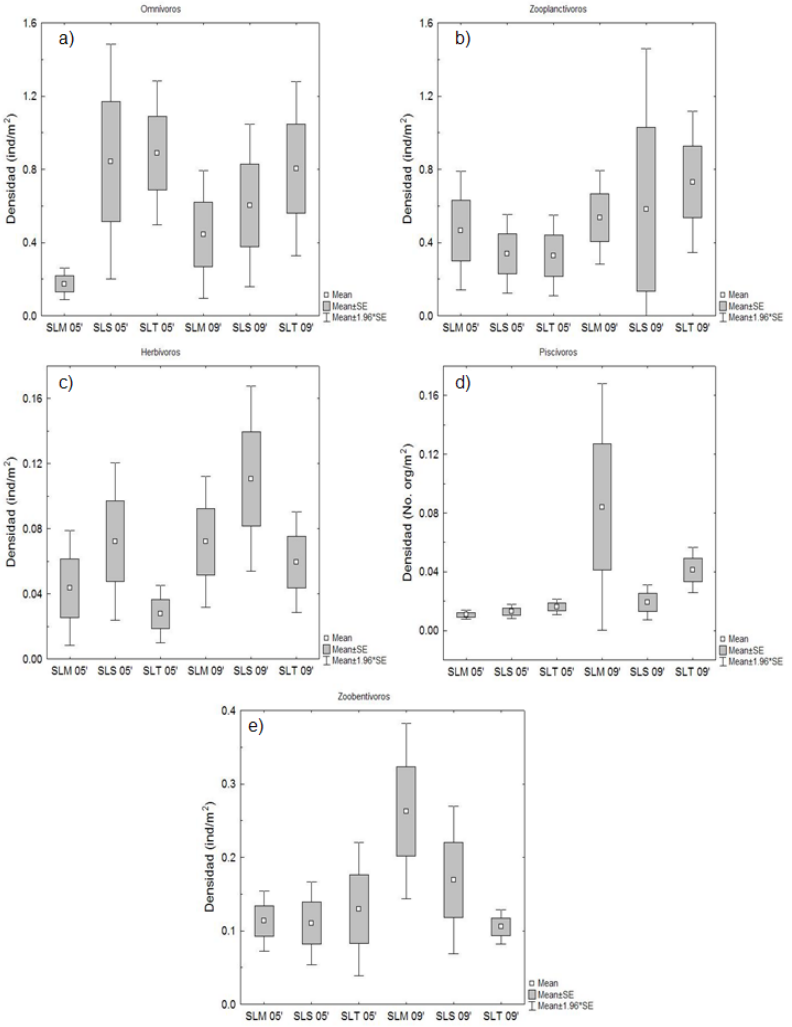

Figura 2. Distribución de la densidad por grupo trófico-funcional en el arrecife San Lorenzo por sitio y año: a) omnívoros; b) zooplanctívoros; c) herbívoros; d) piscívoros; e) zoobentívoros. SLM = sitio modular; SLS = sitio secundario; SLT = sitio testigo.

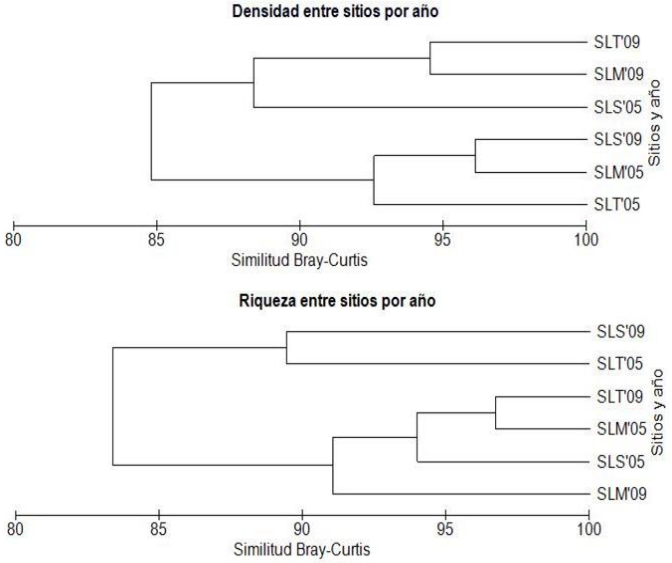

Figura. 3. Dendograma de similitud entre sitios y año con base en densidad y riqueza en el arrecife San Lorenzo.

que se buscó con la instalación de los módulos en el área impactada en el arrecife San Lorenzo. Posteriormente las poblaciones, en este caso de peces, entran en una dinámica de cambio llamada sucesión (Tilman, 1993). Para Margalef (1997), una consecuencia de la sucesión es el incremento en el número de especies y a menudo, también de la diversidad, mientras no existan perturbaciones constantes. Esto se ve reflejado en los valores de riqueza y densidad del sitio modular, aunque este último descriptor aumenta drásticamente del 2005 al 2009. Los valores mayores del índice de Shannon-Wiener los posee también el sitio modular en ambos años de estudio. El proceso de sucesión es considerado lento y paulatino sin embargo, las especies son las que determinan el periodo que debe de transcurrir en función a las particularidades del ambiente, o sea el tiempo de adaptación (Drury & Nisbet, 1973). En este estudio se infiere que la no existencia de diferencias significativas en estos descriptores entre años habla de un acercamiento al estado en que se encontraban los sitios antes de la perturbación.

El sitio modular disminuyó el número de especies dominantes del 2005 a 2009. Esto se interpreta pensando en que a medida que pasa el tiempo, el número de especies oportunistas que aprovecharon los nuevos espacios-nichos disponibles, disminuye al ser monopolizada el área por las especies más adaptadas a este nuevo ambiente. Por ejemplo, una de las especies que monopoliza el sitio modular es la damisela de Cortés, *Stegastes rectifraenum*, una especie con comportamiento territorial que aleja a las demás agresivamente (Thomson *et al.*, 2000). Esto implica que en primera instancia las condiciones físicas-espaciales son las más relevantes, pero luego lo son las interacciones interespecíficas, como la competencia por el espacio (Bohnsack *et. al*., 1991; Rilov & Benayahu, 1998).

El grupo funcional de los omnívoros está bien representado a lo largo de ambos años de estudio en los diferentes sitios, no así los herbívoros, que se esperaría aumentaran para aprovechar el incremento de tapetes algales típicos tras la desaparición del área coralina. Los piscívoros son considerados especialistas en su dieta y los depredadores tope del arrecife, por lo que se esperaría estuvieran mejor representados en ambos años. Sin embargo, especies con esta dieta son difíciles de ser detectadas debido a sus hábitos crepusculares (Rilov & Benayahu, 1998). En estudios llevados a cabo en Punta Carrizales, Colima, el porcentaje de piscívoros fue del 16.8%, siendo estos más abundantes que los peces herbívoros; argumentando Chávez-Comparán (2009) que en sistemas arrecifales los productores primarios son escasos. Ruíz *et al*. (2003) señalaron que las comunidades de peces dominadas por especies carnívoros tienden a aumentar su diversidad, especialmente si éstas son visitantes ocasionales. La presencia de especies con hábitos zooplanctívoros era de esperarse, ya que en el Canal de San Lorenzo existen siempre corrientes fuertes. Bohnsack *et al*. (1991) sostienen que el incremento de la exposición a corrientes de agua favorece a especies planctívoras sobre otras especies de peces, ya que fluye agua que posee gran cantidad de nutrientes y de plancton. Esto se ve corroborado en el arrecife artificial "Pecio Salvatierra" ubicado dentro de este canal, en el cual existe dominancia de estas especies (Arreola-Robles, 1998).

Para evaluar la evolución de los sitios se llevaron a cabo análisis de agrupamiento. El resultado esperado era que a mayor tiempo transcurrido los sitios modular y secundario se parecieran más al sitio testigo. En el año 2005, los sitios más

similares entre sí fueron el modular y secundario, siendo el impacto antropogénico la causa más probable de este suceso. Sin embargo, para el año 2009 el sitio testigo y el sitio modular son los que cuentan con mayor afinidad entre sí, aunque el sitio secundario no se encuentra muy diferente a los anteriores, ya que en todos los casos la similitud fue superior al 85%.

Se concluye que la implantación de módulos ofrece una respuesta positiva en la comunidad íctica dando altos valores de diversidad; por otro lado, en el sitio secundario la remoción de los fragmentos de coral no fue completa, y posiblemente de ahí derive que el proceso de recuperación en esta zona sea más lento. En teoría se espera que el proceso de sucesión termine cuando el sitio restaurado iguale las condiciones del sitio testigo. Sin embargo, en este caso el sitio modular ofrece un estado diferente, con nuevas condiciones a la comunidad íctica, comparables en algunos sentidos con las características del sitio testigo.

Referencias

Arreola-Robles, J.L. 1998. *Diversidad de peces de arrecife en la región de La Paz, B.C.S., México*. Tesis de maestría. CICIMAR, La Paz, 75p.

Balart-Páez, E.F. 2001. *Evaluación de impacto sobre los fondos marinos coralinos producido por el encallamiento del buque-tanque Lázaro Cárdenas, al sur de la isla Espíritu Santo, Baja California Sur. Informe final para PROFEPA*. CIBNOR, La Paz, BCS, 15p.

Bohnsack, J.A., D.L. Johnson & R.F. Ambrose. 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes, 61–107. En: Seaman, W. & L.M. Sprague (Eds.) *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press, San Diego.

Bouchon-Navaro, Y., C. Bouchon, M. Louis & P. Legendre. 2005. Biogeographic patterns of coastal fish assemblages in the West Indies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 315: 31–47.

Brusca, R.C. & D.A. Thomson. 1975. Pulmo reef: The only "coral reef" in the Gulf of California. *Cien. Mar.,* 1(3): 37–53.

Chávez-Comparán, J. 2009. *Caracterización y estructura de la ictiofauna de arrecifes rocosos y coralinos en Punta Carrizal, Colima, México para*

fines de inventario y conservación de la diversidad animal. Informe final SNIB-CONABIO proyecto DJ020. México, D.F.

Christensen, V. & D. Pauly. 1993. *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conference Proceedings 26, 390 p.

Connell, J.H., T.P. Hughes & C.C. Wallace. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecol. Monogr.,* 67(4): 461–488.

Drury, W.H. & I.C.T. Nisbet.1973. Succession. *J. Arnold Arbor*., 54(3): 331–368.

Harmelin-Vivien, M., C. Chauvet, C. Duval, R. Galzin, P. Lejeune, G. Barnabé, F. Blanc, R. Chevalier, J. Duclerc & G. Lassere. 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Revue du Ecologie (Terre Vie)*, 40: 467–539.

Lirman, D. 2000. Fragmentation in the branching coral *Acropora palmate* (Lamarck): Growth, survivorship and reproduction of colonies and fragments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., 251: 41–57.

Loya, S.D.H. & A. Escofet. 1990. Aportaciones al cálculo del índice de valor biológico (Sanders, 1960). *Cien. Mar.*, 16(2):97–115.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Nueva Jersey, 179 p.

Margalef, R. 1977. *Ecología.* Omega, Barcelona, 951p.

McGehee, M.A. 1994. Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth and substrate size of Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 105: 243–255.

Mumby, P.J., A.J. Edwards, E. Arias-González, K.C. Lindeman, P.G. Blackwell, A. Gall, M.Gorczynka, A.R. Harbone, C.L. Pescod, H. Renken, C.C. Wabnitz & G. Llewellyn. 2004. Mangrove enhances the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427: 533–536.

Rilov, G. & Y. Benayahu. 1998. Vertical artificial structure as an alternative habitat for coral reef fishes in disturbed environments. *Mar. Environ. Res.*, 45(4/5): 431–451.

Ruíz, L., E. Méndez, J. Torres, A. Prieto, B. Marin & A. Fariña. 2003. Composición, abundancia y diversidad de peces arrecifales en dos localidades del Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Cien. Mar*., 29(2): 185–195.

Sale, P.F. 1991. Reef fish communities: Open non-equilibrium system, 564–598.

En: Sale, P.F. (Ed.) *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Academic Press, San Diego.

Sanders, H.L. 1960. Benthic studies in Buzzard Bay III. The structure of soft-bottom community. *Limnol. Oceanogr.*, 5: 138–153.

Thomson, D.A., L.T. Findley & A.N. Kerstitch. 2000. *Reef Fishes of Sea of Cortez*. The University of Texas Press, Austin, 353 p.

Tilman, D. 1993. Community diversity and succession: The role of competition, dispersal, and habitat modification, 327–344. En: Schulze, E.D. & H.A. Money (Eds.) *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlín.

Viesca-Lobatón C., E.F. Balart, A. González-Cabello, I. Mascarenas-Osorio, O. Aburto-Oropeza, H. Reyes-Bonilla & E. Torreblanca. 2008. Peces arrecifales, 385–428. En: Danemann, G.D. & E. Ezcurra (Eds.) *Bahía de los Ángeles: Recursos Naturales y Comunidad*. SEMARNAT, México, D.F.

Williams, D.McB. 1991. Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes, 437–474. En: Sale, P.F. (Ed.) *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Academic Press, San Diego.

Capítulo 22

Estructura de la comunidad íctica de manglar en tres sistemas (Balandra, Enfermería y Zacatecas) y dos periodos (1980 y 2010) en relación con el grado de influencia antrópica

Francisco J.
López-Rasgado

CIBNOR
Becario CONACYT 49251

Resumen

Se evaluó la estructura de la comunidad de peces en tres sistemas de manglar (Balandra, Enfermería y Zacatecas) de Bahía de La Paz, México, en dos ciclos anuales (1980-81 y 2009-10). Se estimó la riqueza de especies, densidad y los índices de diversidad (Shannon), equidad (Pielou) y diferenciación taxonómica para cada periodo, además del coeficiente de la comunidad de Sorensen. Un total de 39,123 peces fueron registrados en 1980-81 y 16,740 peces en 2009-10. La riqueza total fue más baja en 1980-81 (56 especies) que en 2009-10 (69 especies). Balandra no mostró cambios significativos, en contraste con Enfermería, coincidiendo con el deterioro por el impacto humano a la que está sometida, mientras que Zacatecas mostró ligeros cambios significativos en la comunidad de peces entre periodos. Lo cual concuerda con la distribución de frecuencias de tallas entre periodos. El coeficiente de la comunidad de Sorensen mostró mayor similitud entre los manglares en el periodo 1980-81. La importancia de los manglares evaluados, basados en los atributos ecológicos, es que funcionan como hábitat de crianza primario, forrajeo y reclutamiento.

Palabras clave: diversidad, Bahía de La Paz, estructura íctica, ensamblaje de peces

Mangrove fish community structure in three systems (Balandra, Enfermería, and Zacatecas) and two periods (1980 and 2010) in relation to the degree of anthropogenic influence

Abstract

The study assesses the fish community structure three mangrove systems (Balandra, Enfermería, and Zacatecas) in Bahía de La Paz, Mexico, in two annual cycles (1980-81 and 2009-10). Species richness, density and diversity indices (Shannon), equity (Pielou), and taxonomic differentiation for each period, besides Sorensen's coefficient of community were estimated. A total of 39,123 fish were recorded in 1980-81 and 16,740 fish in 2009-10. The total richness was lower in 1980-81 (56 species) than in 2009-10 (69 species). Balandra showed no significant changes, in contrast to Enfermería, coinciding with the human impact deterioration to which it is subjected to, while Zacatecas showed little significant changes in the fish community between periods, which agrees with size frequency distribution between periods. Sorensen's coefficient of community showed greater similarity between mangroves in the period 1980-81. The importance of the mangroves evaluated based on environmental attributes is that they function as primary nursery, foraging, and recruitment habitat.

Keywords: diversity, Bahía de La Paz, structure ichthyological, assemblage fish

Introducción

Las comunidades de mangle constituyen un ecotono entre el sistema terrestre y el marino, con características ecológicas de gran complejidad estructural y funcional. Proporcionan diversos servicios ambientales, como una defensa costera, áreas de crianza para peces comerciales y fijación de carbono (Bouillon *et al*., 2008; Feller *et al*., 2010). Son ecosistemas frágiles y altamente susceptibles a las actividades humanas. Sin embargo, a pesar de la importancia de las comunidades de manglar y de que las especies de mangle están consideradas por la legislación ambiental mexicana como especies bajo protección especial (SEDESOL, 1994; SEMARNAP, 1999, 2000), en México, la sobreexplotación del manglar para la obtención de madera y la conversión del uso de suelo para construcción de instalaciones urbanas, acuícolas, y portuarias ha ocasionado una acelerada degradación de estas comunidades. El manglar en la Ensenada de La Paz no escapa a esta tendencia, el desarrollo acelerado y desordenado de la zona conurbada ha mostrado efectos tangibles sobre las comunidades de manglar, ocasionando fragmentación, reducción y pérdida de hábitat (Mendoza *et al*., 1984; Carmona, 1995; De la Cruz, 1996). Mendoza *et al*. (1984) reportaron una pérdida de 44.24 ha (22%) en la Ensenada de La Paz durante el período de 1973 a 1981, asumiendo que el impacto humano era el principal factor de degradación.

Estos sistemas constituyen áreas de gran riqueza y diversidad de peces, ya que funcionan como áreas de reproducción, crianza, alimentación y crecimiento (Hobbie, 2000; Mann, 2000). Algunas de las ventajas de los peces de utilizar estos sistemas como áreas de crianza son las altas tasas de crecimiento como consecuencia de la gran abundancia de alimento y temperatura favorables y la protección contra depredadores como resultado de una mayor complejidad del hábitat disponible en comparación con zonas costeras no protegidas (Toole, 1980; Able, 1999). Por lo tanto, los manglares proveen una mejor calidad de hábitat de crianza para muchas especies de peces (Sogard, 1992; Able & Fahay, 1998). La degradación de estos hábitats es una de las principales causas de la disminución en la abundancia de algunas poblaciones de peces (Chambers, 1992). Adicionalmente, la eutrofización, destrucción del hábitat, disminución en el flujo de agua dulce y la

acumulación de contaminantes han sido relacionadas con la degradación de estos sistemas (Chambers, 1992; Varanasi, 1992).

Los estudios sobre las comunidades de peces en los ecosistemas de manglar en el Pacífico mexicano son escasos y locales (*p. ej*. Warburton, 1978; D'Croz & Kwiecinski, 1980; Álvarez-Rubio *et al*., 1986; Amezcua-Linares *et al*., 1987; Flores-Verdugo *et al*., 1990). Algunos estudios han propuesto la utilización de la riqueza de la comunidad de peces como indicador de la salud del sistema de manglares, con posibles vínculos con cambios en la salinidad (Flores-Verdugo *et al*., 1990; Mendoza *et al*., 2009), disminución de la cobertura de manglar y la cercanía de los centros urbanos (Balart *et al*., 1997) y contaminación (Trejo & Mayoral, 1984). En este estudio se analiza la comunidad íctica de tres ecosistemas de manglar de la Bahía y Ensenada de La Paz en dos periodos (1980-81 y 2009-10). Se describe la composición específica y las variaciones a través de indicadores de diversidad biológica, taxonómica y funcional. Los resultados generados serán de utilidad para la implementación de planes de manejo basados en el conocimiento científico de las condiciones particulares y actuales de las asociaciones de peces de cada ecosistema.

Material y métodos

Área de estudio

La Bahía y Ensenada de La Paz conforma el cuerpo de agua más extenso de la costa oriental de la península de Baja California (Chávez, 1985). Alberga alrededor de 20 parches de manglar, que varían en tamaño de 0.64 a 52 ha (González-Zamorano, 2002). Se conocen 522 especies de peces en esta región (Abitia-Cárdenas *et al.*, 1994; Balart *et al.*, 1995), el 31% de estas habitan en los manglares en cierta etapa de su ciclo de vida (González-Acosta *et al*., 1999; Whitmore *et al*., 2005). Este estudio se centra en tres parches de manglar, en los cuales existe información histórica de las comunidades de peces (Figura 1). El manglar de Balandra (24º 19' 5" N y 110º 19' 22" W) presenta una superficie total de 52.5 ha y una comunidad de mangle de 22.5 ha. Tiene una longitud de 990 m y un ancho promedio

de 324 m. El manglar está compuesto por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. Comunica con el mar hacia el oeste a través de una boca de 180 m de ancho y profundidad media de 1.1 m. Presenta una tasa de renovación de agua de 1.5 días (Moreno-Gómez, 2010). Este manglar es el menos impactado de la región (Mendoza-Salgado *et al*., 2011).

El manglar de Enfermería (24º 13' 48" N y 110º 18' 23" W) es una micro cuenca cuya superficie total es de 7.9 ha, tres de ellas ocupadas por mangle. Se comunica con la bahía a través de una boca de 6 m de ancho, provocando que el intercambio de agua ocurra entre 20-26 días (Moreno-Gómez, 2010). La profundidad promedio es de 0.80 m. El sistema de manglar está compuesto por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. Es el sistema más estudiado, principalmente a causa del daño por actividades humanas. El parche de manglar fue afectado por la construcción de la autopista La Paz-Pichilingue terminada en 1964 (Cervantes del Río, 1967). Posteriormente, en el periodo 1994 a 2000 un proyecto de cultivo de camarón se desarrolló dentro de este cuerpo de agua, afectando las tierras vecinas y el intercambio de agua natural con el resto de la bahía (Mendoza-Salgado *et al*., 2011). Además, en 2005, se construyó una carretera, que bordea a la sección este del manglar, la cual obstruye el curso de las aguas pluviales en las épocas de lluvia hacia el manglar. Todos estos impactos han aumentado aun más el deterioro del sistema (Mendoza-Salgado *et al*., 2011).

El manglar de Zacatecas (24º 10' 27" N y 110º 26' 6" W) tiene una superficie total de 57.19 ha, el manglar cubre 22.44 ha. Es el manglar que exhibe menos impacto pero existe un alto potencial de afectación en el corto plazo por parte de la mancha urbana. Es un canal de mareas de curso largo y sinuoso, el cual tiene un área de 6.44 ha, quedando la laguna interior prácticamente cubierta por el mangle formando tres zonas de inundación. El manglar está compuesto por *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*. Tiene una boca de 36 m de ancho que se comunica con la Ensenada de Aripes y presenta una profundidad media de 1.5 m. La tasa de renovación de agua oscila de 1 a 6 días, con un promedio de 2.8 días (Moreno-Gómez, 2010).

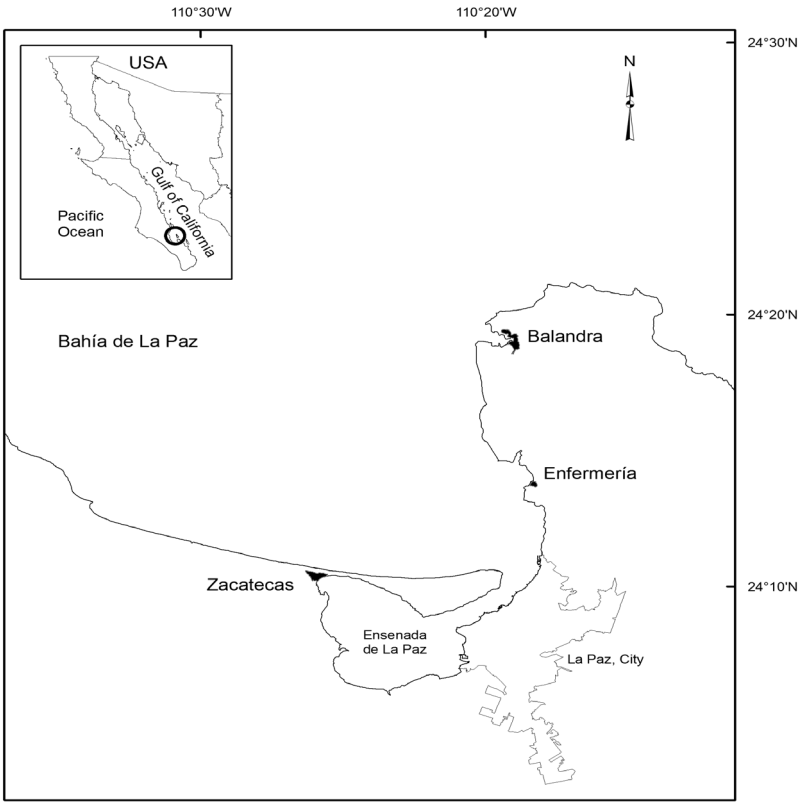

Figura 1. Área de estudio y localización de las localidades de muestreo en cada sistema de manglar de Balandra, Enfermería y Zacatecas, en la Bahía de La Paz, BCS.

Muestras históricas

Maeda-Martínez (1981) muestreó la comunidad de peces de los tres sistemas de manglar mensualmente de marzo de 1980 a febrero de 1981, utilizando un chinchorro playero (35 m de longitud, 2.15 m de altura y 1 cm de luz de malla). Todas las muestras fueron conservadas en el Laboratorio de Ictiología de la facultad de Biología de la Universidad Autónoma de Nuevo León (Contreras-Balderas, Salvador curador). Para este estudio, se revisó la colección, identificando a todas las especies con claves modernas (Allen & Robertson, 1994; Fischer *et al*., 1995; Thomson *et al*., 2000) y registrando la longitud estándar (mm) y peso (g) de cada individuo. La base de datos resultantes se informó al curador de la colección.

Muestras modernas

Para fines comparativos, se utilizó la misma estrategia de muestreo diseñado por Maeda-Martínez (1981) durante junio de 2009 a junio de 2010. El arte de pesca consistió de un chinchorro playero similar (20 m de longitud, 2 m de altura y 1 cm de luz de malla). El muestreo se llevó a cabo con la misma frecuencia, ubicación y número de estaciones que el muestreo utilizado por Maeda-Martínez (1981). Cada individuo colectado fue identificado, pesado y medido (longitud estándar, LE) utilizando las mismas claves que las que se usaron para la identificación de las muestras históricas. Las muestras fueron incorporadas a la colección ictiológica del CIBNOR y se enviaron muestras de tejidos al programa *Barcode of Life Program* (Ratnasingham & Hebert, 2007; Lakra *et al*., 2011) para corroborar la identificación.

Análisis de datos

Ambas bases de datos se utilizaron para caracterizar la comunidad de peces y para estimar los atributos ecológicos. Se calculó la Riqueza (S) para cada periodo como el número total de especies capturadas cada mes en cada sistema de manglar a lo largo de todo el año. Debido a las diferencias en el área de muestreo para cada lance entre los dos periodos (97.5 m^2 en 1980-81 y 65 m^2 en 2009-10), la densidad fue estandarizada para cada especie y manglar por el área de arrastre. La densidad fue reportada como numero de individuos por metro cuadrado (Varnell & Havens, 1995).

Los índices de diversidad Shannon-Wiener (H') y equidad Pielou (J') (Pielou, 1975; Brower & Zar, 1977; Ludwig & Reynolds, 1988) fueron estimados. Consideramos que estos índices son muy robustos, ya que en este trabajo el esfuerzo de muestreo durante todo el estudio se mantuvo constante. También se estimó la Diferenciación Taxonómica Promedio (DTP) y la Variación de la Diferenciación Taxonómica (VDT) (Clarke & Warwick, 2001) para explorar impactos antrópicos y compararlo con índices clásicos de riqueza de especies como una medida de biodiversidad (Warwick & Clarke, 1995, 1998). Se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis para comparar los índices entre manglares y épocas. La similitud de la composición del elenco de peces se calculó usando el coeficiente de la comunidad de Sorensen (CCS). Este índice proporciona una medida cualitativa de la relación

entre la especie y su ambiente (diversidad beta) y considera el número de especies compartidas en dos comunidades. Dos comunidades son idénticas cuando el valor del coeficiente es igual a 1.0 (Magurran, 1988). La fórmula usada para el cálculo es:

*CCS = 2*especies compartidas / especies comunidad 1 + especies comunidad 2*

Además, se clasificaron las especies de peces de cada manglar y periodo en función de su frecuencia y abundancia (Villegas-Sánchez *et al*., 2009) en cuatro categorías (dominante, frecuente, ocasional y rara) mediante la prueba de Olmstead-Tukey. Finalmente, se calculó la distribución de la frecuencia de tallas de toda la comunidad de peces en cada manglar y época, como un indicador de cómo los peces utilizan el hábitat.

Resultados

Un total de 39,123 individuos fueron registrados en la colección histórica de 1980-81 y 16,740 individuos en el periodo de estudio de 2009-10. La riqueza total fue menor en 1980-81 (56 especies) que en 2009-10 (69 especies). En la colección histórica, las especies con mayores densidades fueron *Eucinostomus dowii*, *Anchoa ischana* y *Mugil curema* para Balandra; *Diapterus brevirostris*, *Gerres simillimus* y *E. dowii* para Enfermería y *Pomadasys branickii*, *E. dowii* y *D. brevirostris* para Zacatecas. En 2009-10 las especies más abundantes fueron *E. dowii*, *G. simillimus* y *Eucinostomus sp.*, para Balandra; *D. brevirostris*, *M. curema* y *Lile stolifera* para Enfermería y *E. dowii*, *D. brevirostris* y *E. currani* para Zacatecas.

La riqueza fue siempre más alta en Balandra, con valores similares en ambos periodos, y fue más bajo en Enfermería y Zacatecas. Estos dos últimos manglares exhibieron valores significativamente más bajos en 2009-10 que en la colección histórica de 1980-81 (K-W = 7.47, p = 0.006; K-W = 7.02, p = 0.008, para Enfermería y Zacatecas, respectivamente, Figura 2A). La densidad fue más alta en Enfermería, pero con mayor valor de densidad en el 2009-10. Balandra y Zacatecas mostraron valores similares y no se observaron cambios significativos

entre periodos (Figura 2B). El índice de diversidad de Shannon-Wiener mostró valores similares entre los manglares para el periodo 1980-81 y entre periodos en Balandra, pero existió una reducción significativa en Enfermería (K-W = 13.28, $p < 0.001$). Diferencias significativas en Zacatecas (K-W = 4.05, $p = 0.045$) también fueron evidentes (Figura 2C). Los valores de equidad fueron similares entre todos los manglares y periodos de estudio, excepto por la reducción significativa en Enfermería en el periodo 2009-10 (K-W = 10.83, $p = 0.003$). (Figura 2D).

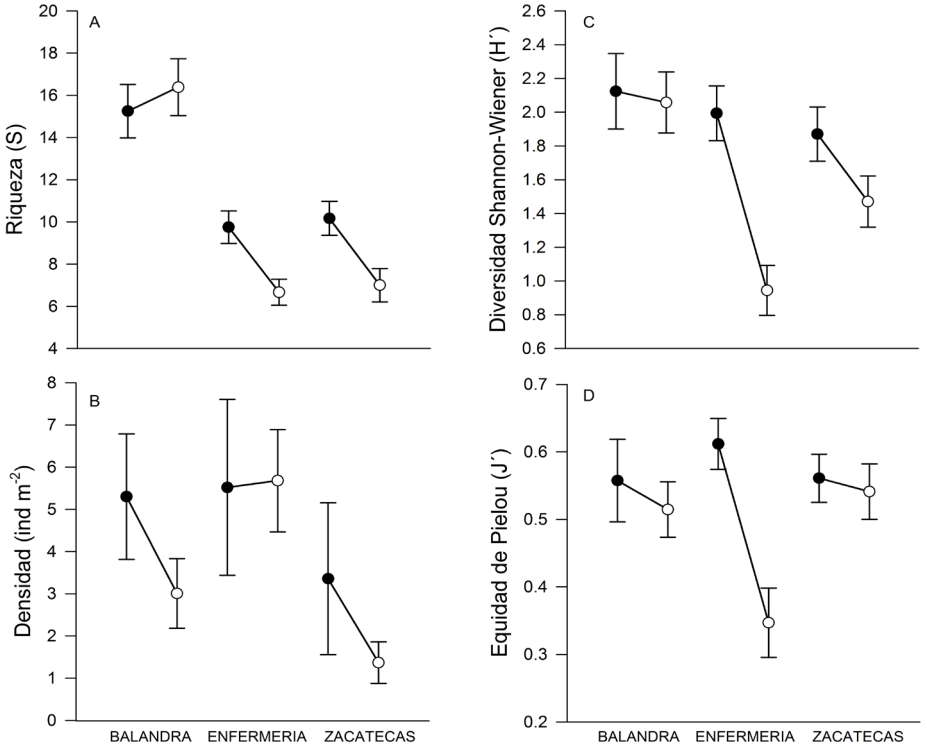

Figura 2. Índices ecológicos de la estructura de la comunidad. Círculos negros = 1980-81, círculos blancos = 2009-10.

El valor promedio esperado de DTP, estimado de todos los meses de muestreo de todos los manglares y de ambos periodos fue cercano a 60 (Figura 3A). La mayoría de las muestras estuvieron dentro del 95% de los límites de confianza, excepto por algunas muestras de la colección histórica en Enfermería (junio, julio, septiembre, diciembre y enero) y Zacatecas (enero), y muy pocas en el periodo 2009-10, para Enfermería (junio y enero) y para Zacatecas (octubre). En contraste con el análisis de DTP, los valores de VDT son mayores al valor medio esperado y están más cercanos al límite del 95% para ambos periodos (Figura 3B).

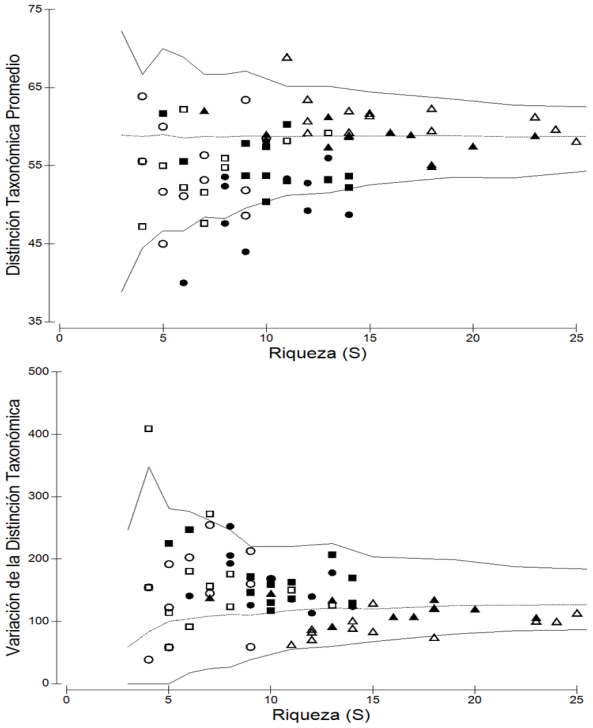

Figura 3. Límite de A = Diferenciación Taxonómica Promedio (DTP) y B = Variación de la Diferenciación Taxonómica (VDT) en tres manglares de la Bahía de La Paz. Símbolos cerrados = 1980-81 y símbolos abiertos = 2009-10. Triángulos = Balandra; círculos = Enfermería y cuadrados = Zacatecas.

La similitud del ensamble de peces por medio del CCS mostró similitudes más altas entre los manglares de la colección de 1980-81, principalmente entre Balandra y Zacatecas (0.73), con un total de 24 especies compartidas. El valor de similitud más bajo se observó entre Balandra del periodo 2009-10 y Enfermería de 1980-81 (0.38), con quince especies compartidas (Tabla 1). Las similitudes entre periodos del mismo manglar, mostró que Enfermería presentó una mayor similitud (0.64), con catorce especies compartidas. Balandra y Zacatecas tuvieron valores similares entre periodos (0.43 ambos), con un total de 20 especies compartidas para Balandra y trece especies compartidas para Zacatecas.

Tabla 1. Matriz del Coeficiente de la Comunidad de Sorensen en los tres manglares durante ambos periodos de estudio.

	BAL09	**ENF09**	**ZAC09**	**BAL80**	**ENF80**	**ZAC80**
BAL09	1					
ENF09	0.42	1				
ZAC09	0.54	0.52	1			
BAL80	0.43	0.44	0.45	1		
ENF80	0.38	0.64	0.43	0.69	1	
ZAC80	0.43	0.57	0.43	0.73	0.67	1

Las especies fueron ecológicamente clasificadas en tres grupos principales en ambos periodos en los tres sistemas de manglar: dominantes, frecuentes y raras. En ambos periodos hay una gran proporción de especies raras. En Balandra fueron seis especies dominantes en el periodo 1980-81, mientras que en 2009-10 fueron siete. Las especies frecuentes en 1980-81 fueron once y en 2009-10 fueron diez. Las especies raras fueron 21 en 1980-81 y 39 en 2009-10 (Figura 4A, 4D; Tabla 2). Enfermería presentó cuatro especies dominantes en 1980-81 y dos en 2009-10. Aunque se observó una menor proporción de especies dominantes en 2009-10, estos tuvieron una mayor densidad y frecuencia de ocurrencia. Cinco especies fueron categorizadas como frecuentes en 1980-81, mientras que en 2009-10 fueron siete. Catorce especies se clasificaron como raras en 1980-81 y doce en 2009-10 (Figura 4B, 4E; Tabla 3). Zacatecas durante el periodo 1980-81 tuvo cinco especies dominantes y en 2009-10 fueron cuatro. Cinco especies se categorizaron como frecuentes en 1980-81 y seis especies en 2009-10.

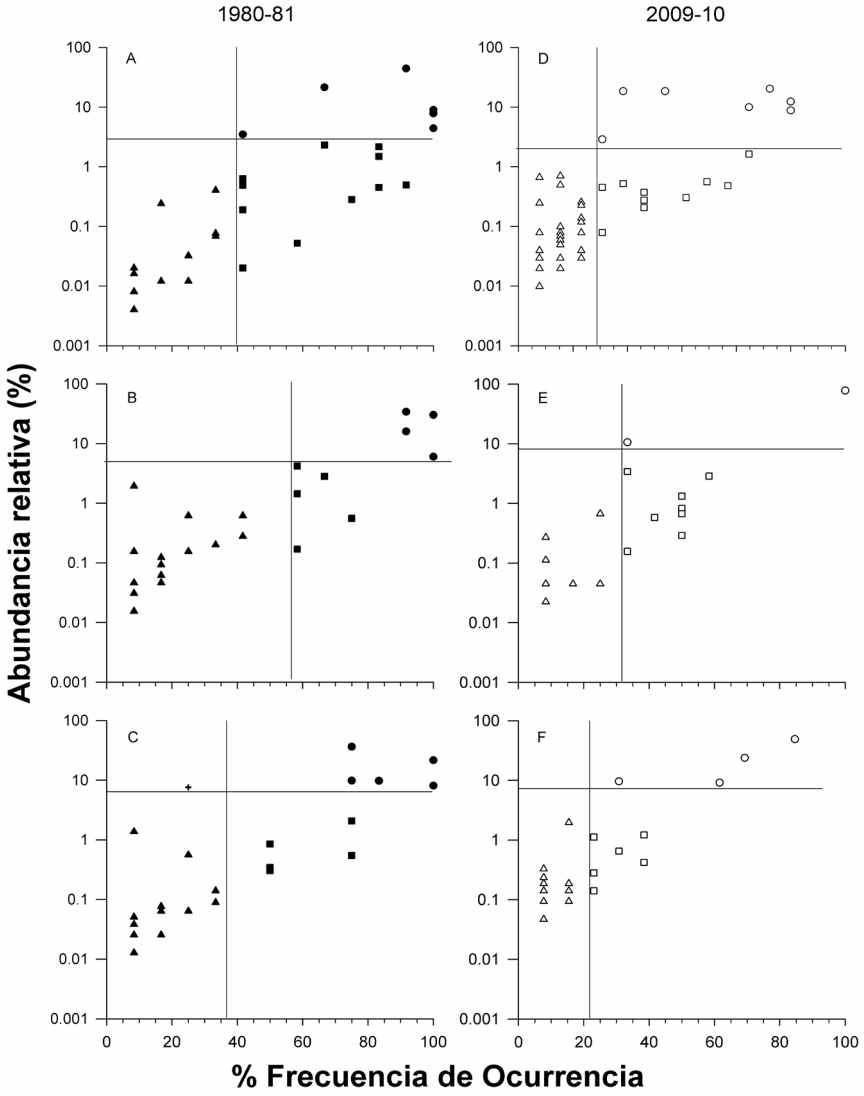

Figura 4. Clasificación de las especies de acuerdo a su frecuencia y abundancia para los tres sistemas de manglar en ambos periodos de estudio. Símbolos cerrados = 1980-81, símbolos abiertos = 2009-10. A-D) Balandra, B-E) Enfermería y C-F) Zacatecas. Círculos = dominantes; cuadrados = frecuentes; cruz = ocasionales y triángulos = raras.

Tabla 2. Clasificación de las especies de acuerdo a su frecuencia y abundancia, para el sistema de manglar de Balandra para los dos periodos de estudio.

Dominantes	**Frecuentes**	**Raras**	
1980-81			
Mugil curema	*Ctenogobius sagittula*	*Albula esuncula*	*Bairdiella icistia*
Quietula y-cauda	*Eucinostomus currani*	*Scarus ghobban*	*Conodon serrifer*
Hyporhamphus naos	*Paralabrax maculatofasciatus*	*Diodon holocanthus*	*Cynoscion xanthulus*
Eucinostomus dowii	*Gobiosoma chiquita*	*Etropus crossotus*	*Eugerres axillaris*
Anchoa ischana	*Sphoeroides annulatus*	*Hoplopagrus guentherii*	*Haemulon maculicauda*
Diapterus brevirostris	*Opisthonema libertate*	*Lutjanus aratus*	*Kyphosus analogus*
	Lutjanus novemfasciatus	*Orthopristis chalceus*	*Mugil cephalus*
	Haemulon flaviguttatum	*Lutjanus colorado*	*Orthopristis reddingi*
	Gerres simillimus	*Microlepidotus inornatus*	*Dormitator latifrons*
	Lutjanus argentiventris	*Exerpes asper*	*Syngnathus auliscus*
	Pomadasys branickii	*Oligoplites saurus*	
2009-10			
Eucinostomus dowii	*Ctenogobius sagittula*	*Anchoa sp.*	*Lutjanus aratus*
Gerres simillimus	*Lutjanus argentiventris*	*Eucinostomus entomelas*	*Paraclinus mexicanus*
Eucinostomus sp.	*Haemulopsis axillaris*	*Opisthonema medirastre*	*Diodon holocanthus*
Eucinostomus currani	*Gobiosoma chiquita*	*Lile stolifera*	*Elops affinis*
Diapterus brevirostris	*Hyporhamphus naos*	*Anchoa nasus*	*Fistularia corneta*
Mugil curema	*Lutjanus novemfasciatus*	*Etropus crossotus*	*Haemulon scudderi*
Anchoa ischana	*Paralabrax maculatofasciatus*	*Chanos chanos*	*Poecilia butleri*
	Mugil cephalus	*Oligoplites refulgens*	*Scarus ghobban*
	Albula esuncula	*Erotelis armiger*	*Sphoeroides annulatus*
	Caranx caninus	*Eucinostomus gracilis*	*Synodus sechurae*
		Exerpes asper	*Centropomus nigrescens*
		Haemulon flaviguttatum	*Citharichthys gilberti*
		Haemulon steindachneri	*Etrumeus teres*
		Cynoscion phoxocephalus	*Eugerres lineatus*
		Haemulon sexfasciatum	*Polydactylus approximans*
		Centropomus viridis	*Pomadasys branickii*
		Sphoeroides lobatus	*Pseudupeneus grandisquamis*
		Bathygobius ramosus	*Umbrina wintersteeni*
		Hyporhamphus rosae	*Urobatis halleri*
		Harengula thrissina	

Tabla 3. Clasificación de las especies de acuerdo a su frecuencia y abundancia para Enfermería en los dos periodos de estudio.

Dominantes	Frecuentes	Raras	
1980-81			
Diapterus brevirostris	*Quietula y-cauda*	*Mugil cephalus*	*Gobiosoma chiquita*
Gerres simillimus	*Mugil curema*	*Ctenogobius sagittula*	*Lile nigrofasciata*
Eucinostomus dowii	*Hyporhamphus naos*	*Dormitator latifrons*	*Cynoscion xanthulus*
Eucinostomus currani	*Lutjanus argentiventris*	*Eugerres axillaris*	*Exerpes asper*
	Lutjanus novemfasciatus	*Lutjanus colorado*	*Anchoa ischana*
		Paralabrax maculatofasciatus	*Oligoplites saurus*
		Lile stolifera	*Syngnathus auliscus*
2009-10			
Diapterus brevirostris	*Lile stolifera*	*Eugerres axillaris*	*Cynoscion xanthulus*
Mugil curema	*Gerres simillimus*	*Mugil cephalus*	*Elattarchus archidium*
	Poecilia butleri	*Haemulopsis axillaris*	*Lutjanus argentiventris*
	Eucinostomus dowii	*Chanos chanos*	*Lutjanus colorado*
	Eucinostomus currani	*Elops affinis*	*Lutjanus novemfasciatus*
	Ctenogobius sagittula	*Pomadasys macracanthus*	*Anchoa ischana*
	Centropomus viridis		

En 1980-81 la especie *Mugil cephalus* fue categorizada como ocasional y 17 especies fueron clasificadas como raras. En 2009-10 no hubo especie ocasional y 23 especies fueron categorizadas raras (Figura 4C, 4F; Tabla 4).

En Balandra la distribución de la frecuencia de tallas mostró valores muy similares entre periodos, con una tendencia de tallas menores en 2009-10. La talla de los peces capturados en el periodo de 2009-10 es menor que la de los peces capturados en el periodo de 1980-81, principalmente en el incremento de talla de 20 a 25 mm de LE (Figura 5A). Enfermería presentó una tendencia de decrecimiento de tallas menores de 40 mm LE y un aumento de tallas mayores de 45 mm LE en 2009-10 respecto al periodo 1980-81 (Figura 5B). Zacatecas presentó una tendencia hacia individuos más pequeños (20 a 25 mm LE), y una reducción de tallas de 40 a 45 mm LE en 2009-10 respecto al periodo 1980-81 (Figura 5C).

Tabla 4. Clasificación de las especies de acuerdo a su frecuencia y abundancia para Zacatecas en los dos periodos de estudio.

Dominantes	**Frecuentes**	**Raras**	
1980-81			
Eucinostomus dowii	*Ctenogobius sagittula*	*Sphoeroides annulatus*	*Opisthonema libertate*
Mugil curema	*Lutjanus argentiventris*	*Quietula y-cauda*	*Caranx sexfasciatus*
Eucinostomus currani	*Hyporhamphus naos*	*Pomadasys panamensis*	*Gerres simillimus*
Pomadasys branickii	*Lutjanus novemfasciatus*	*Paralabrax maculatofasciatus*	*Cynoscion xanthulus*
Diapterus brevirostris	*Eugerres axillaris*	*Lutjanus aratus*	*Elops affinis*
		Lutjanus colorado	*Etropus crossotus*
		Albula esuncula	*Oligoplites saurus*
		Conodon serrifer	*Xenichthys xanti*
		Anchoa ischana	
2009-10			
Eucinostomus dowii	*Paralabrax maculatofasciatus*	*Centropomus viridis*	*Eucinostomus entomelas*
Diapterus brevirostris	*Pomadasys branickii*	*Poecilia butleri*	*Citharichthys gilberti*
Eucinostomus currani	*Gerres simillimus*	*Chanos chanos*	*Etropus crossotus*
Mugil curema	*Ctenogobius sagittula*	*Mugil cephalus*	*Haemulopsis axillaris*
	Haemulon sexfasciatum	*Oligoplites altus*	*Hippocampus sp.*
	Lutjanus argentiventris	*Oligoplites saurus*	*Hyporhamphus naos*
		Anchoa sp.	*Lutjanus novemfasciatus*
		Diodon hystrix	*Myrichthys tigrinus*
		Haemulopsis leuciscus	*Orthopristis chalceus*
		Sphoeroides annulatus	*Sphoeroides lobatus*
		Eucinostomus gracilis	*Synodus scituliceps*
		Pomadasys macracanthus	

Discusión

Este trabajo es el primero en evaluar la estructura y composición íctica de tres manglares de la Bahía y Ensenada de La Paz en dos periodos, ya que la mayoría de los trabajos que se han hecho en la zona abarcan trabajos ictiofaunísticos (Abitia-Cárdenas *et al*., 1994; Balart *et al*., 1995; Castro-Aguirre & Balart, 1997), y algunos aspectos sobre la ecología y biología de ciertas especies (Leija-Tristán *et al*., 1992, Balart *et al*., 1997). La comunidad íctica refleja el cambio y estado

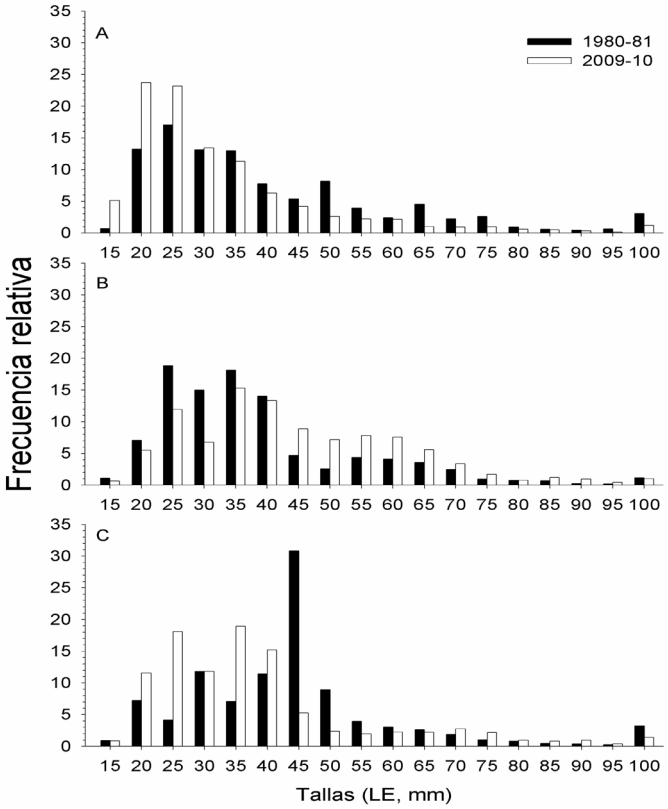

Figura 5. Distribución de frecuencias de tallas (longitud estándar, LE) de los tres manglares en 1980-81 (barras negras) y 2009-10 (barras blancas). A = Balandra; B = Enfermería y C = Zacatecas.

actual de los sistemas de manglar. De acuerdo a los resultados, Balandra se encuentra menos impactado, probablemente por su gran dinámica con el mar abierto, motivo por el cual presenta una gran riqueza de especies. El manglar de Zacatecas no ha sido impactado, debido a la poca afluencia de visitantes y por ser considerado como hábitat de un ave en peligro de extinción que se encuentra actualmente bajo el estatus de protegido (SEMARNAT, 2002), aunado a que tiene una conexión permanente con la Ensenada de Aripes. La distribución de la foresta a lo largo del canal que lo conforma lo hace un sitio propicio para refugio, alimentación y crianza de diversas especies de peces.

En contraste, el manglar de Enfermería presenta deterioro, no hay crecimiento de manglar nuevo debido a la dinámica hidrológica actual (creada por la disminución de la boca que comunica al mar) resultando en azolvamiento de algunas zonas. Lo anterior se traduce en un ambiente poco propicio para algunos peces, lo que se refleja en ausencia de piscívoros y dominancia de detritívoros. En ese contexto, Enfermería mostró fuertes cambios en la estructura de la comunidad de peces entre periodos con valores más bajos de riqueza, equidad y diversidad en 2009-10. Esto se relaciona con la dominancia de la familia Gerreidae en la composición de la comunidad íctica y el uso del manglar como hábitat definitivo. Zacatecas mostró un cambio menos drástico, aunque importante en la estructura de la comunidad de peces (riqueza y diversidad) entre los periodos, debido a las alteraciones de los patrones de circulación dentro de la laguna Ensenada de La Paz resultado de varios años de dragado y a la dinámica del manglar (funciona como un canal de mareas).

Balandra no presentó cambios significativos en la estructura de la comunidad de peces entre periodos, excepto en densidad. Como ya se mencionó anteriormente, es el manglar con menor influencia antrópica al estar más alejado del centro urbano por lo que es el más prístino de los tres sistemas evaluados. Además de que es influenciado por la circulación de la Bahía de La Paz. Las diferencias encontradas entre los sistemas sugieren que procesos a gran escala, como los cambios de clima y patrones de lluvia no son significativos en comparación con los más directos, como el impacto antrópico. Este patrón se ve reforzado por la comparación de las frecuencias de tallas entre periodos. En Balandra y Zacatecas se encontraron individuos con tallas menores en 2009-10. Esto podría ser la respuesta adaptativa de la comunidad de peces a los impactos de las actividades antrópicas y de impactos naturales. Además, ambos manglares funcionan como área de reclutamiento de juveniles tempranos que los utilizan como zona de crianza y alimentación.

Por otra parte, en Enfermería hubo un aumento de individuos de tallas mayores, lo cual puede indicar el crecimiento y permanencia de especies que ingresan al manglar en etapas tempranas y que ocupan el manglar como área de crianza y alternativamente, la alta abundancia de estos peces más grandes podría reflejar el

crecimiento de reclutas dentro del manglar. Los índices clásicos de la estructura de la comunidad (riqueza, diversidad y equidad), reflejan mejor las diferencias entre los sistemas y periodos que el enfoque moderno como la diferenciación taxonómica. El enfoque de DTP ha demostrado ser útil para detectar los impactos antrópicos en estudios basados de datos históricos difusos, construidos a partir de esfuerzos de muestreo no estandarizados o desconocidos (Warwick & Clarke, 1998; Clarke & Warwick, 1999). Sin embargo, otros estudios reconocen la necesidad de considerar un conjunto de medida diferente en la evaluación de la biodiversidad a nivel comunidad (Heino *et al*., 2005). Los índices de diversidad taxonómica fueron más cercanos al valor esperado para Balandra, y más bajos para Enfermería y Zacatecas. En este sentido, debido a que el muestreo es sistemático en esfuerzo y periodicidad en ambos periodos hace que la comparación con los dos enfoques sea más robusta.

Más del 50% de las especies capturados en este estudio son importantes comercialmente en la región (Ramírez-Rodríguez, 1997), lo cual sugiere la relevancia de estos ecosistemas para sustentar la pesquería en la laguna costera y la bahía adyacente de La Paz. La alta riqueza de especies y una mayor diversidad en la comunidad íctica mantiene interacciones positivas entre las especies, promoviendo estabilidad y resistencia a la invasión u otras formas de perturbación (Rice, 2000). Sin embargo, los efectos a largo plazo de la sobrepesca, el impacto antrópico y natural pueden tender a declinar algunas especies comerciales y a afectar la composición de especies y la diversidad taxonómica de la comunidad. Los manglares evaluados son ecosistemas de hábitat primario de crianza, forrajeo y reclutamiento y debido a las condiciones de impacto antrópico a las que están sometidos, principalmente Enfermería, es importante establecer medidas de conservación.

Referencias

Abitia-Cárdenas, L.A., J. Rodríguez-Romero, F. Galván-Magaña, J. De la Cruz-Agüero & H. Chávez-Ramos. 1994. Lista sistemática de la ictiofauna de Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Cienc. Mar.*, 20(2): 159–181.

Able, K.W. 1999. Measures of juvenile fish habitat quality: examples from a national research reserve, 134–147. En: Benaka, L.R. (Ed.) *Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation*. Am. Fish. Soc. Symp. 22. Bethesda, Maryland.

Able, K.W. & M.P. Fahay. 1998. *The First Year in the Life of Estuarine Fishes in the Middle Atlantic Bight*. Rutgers University Press, Nueva Jersey, 342 p.

Allen, G.R. & D.R. Robertson. 1994. *Fishes of the Tropical Eastern Pacific*. University of Hawaii Press, Honolulu, 332 p.

Álvarez-Rubio, M., F. Amezcua-Linares & A. Yáñez-Arancibia. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *An. Centro Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Aut. México*, 13: 185–242.

Amezcua-Linares, F., M. Álvarez & A. Yáñez-Arancibia. 1987. Dinámica y estructura de la comunidad de peces en un sistema ecológico de manglares de la costa del Pacifico de México, Nayarit. *An. Centro Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Aut. México*, 14(2): 221–248.

Balart, E.F., J.L. Castro-Aguirre, D. Aurioles-Gamboa, F. García-Rodríguez & C. Villavicencio-Garayzar. 1995. Adiciones a la ictiofauna de Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*, 5(1-2): 79–85.

Balart, E.F., J.L. Castro-Aguirre & F. De la Chica-Bonilla. 1997. Análisis comparativo de las comunidades ícticas de fondos blandos y someros de la Bahía de la Paz, 163–176. En: Urbán, J. & M. Ramírez (Eds.) *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación*. UABCS, La Paz, México.

Bouillon, S., A.V. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N.C. Duke, E. Kristensen, S.Y. Lee, C. Marchand, J.J. Middelburg, V.H. Rivera-Monroy, T.J. Smith III & R.R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeoch. Cycles* doi:10.1029/2007GB003052

Brower, J.E. & J.H. Zar. 1977. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. W.C. Brown, Iowa, 194 p.

Carmona, R. 1995. Distribución temporal de aves acuáticas en la playa El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S. *Inv. Mar. CICIMAR-IPN*, 10(1-2): 1–21.

Castro-Aguirre, J.L. & E.F. Balart. 1997. Contribución al conocimiento de la

ictiofauna de fondos blandos y someros de la Ensenada de La Paz y Bahía de La Paz, 139–150. En: Urbán-Ramírez, J. & M. Ramírez-Rodríguez (Eds.) *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación*. UABCS, La Paz, México.

Cervantes del Río, H. 1967. *Informe de labores del 1o. de diciembre al 30 de abril de 1967*. Gobierno del Territorio de Baja California Sur, La Paz, 112 p.

Chambers, J.R. 1992. Coastal degradation and fish population losses, 45–51. En: Stroud, R.H. (Ed.) *Stemming the Tide of Coastal Fish Habitat Loss*. National Coalition for Marine Conservation, Savannah.

Chávez, R.H. 1985. Aspectos biológicos de las lisas (*Mugil* spp.) de Bahía de La Paz, B. C. S., México, con referencia especial a juveniles. *Inv. Mar. CICIMAR-IPN*, 2(2): 1–22.

Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 184: 21–29.

Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 216: 265–278.

D'Croz, L. & B. Kwiecinski. 1980. Contribución de los manglares a las pesquerías de la Bahía de Panamá. *Rev. Biol. Trop*., 28: 13–29.

De la Cruz, G. 1996. *Iniciativa para erigir al Estero El Conchalito, La Paz, B.C.S. como zona sujeta a conservación ecológica*. Proyecto presentado al Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, La Paz, México.

Feller, I.C., C.E. Lovelock, U. Berger, K.L. McKee, S.B. Joye & M.C. Ball. 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Ann. Rev. Mar. Sci*., 2: 395–417.

Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter & V.H Niem. 1995. *Guía FAO para la Identificación de Especies para los Fines de Pesca, Pacífico Centro-Oriental*. FAO, Roma.

Flores-Verdugo, F., F. González-Farias, O. Ramírez-Flores, A. Amezcua-Linares, A. Yáñez-Arancibia, M. Álvarez-Rubio & J.W. Day. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity and fish community dynamics in the Teacapan-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries*, 13: 219–230.

González-Acosta, A.F., G. De La Cruz-Agüero, J. De La Cruz-Agüero & G. Ruiz-Campos. 1999. Ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito,

Ensenada de La Paz, B.C.S., México. *Oceánides*, 14(2): 121–131.

González-Zamorano, P. 2002. *Estructura y Análisis Espacial de la cobertura del manglar "El Conchalito", Baja California Sur*. Tesis de maestría. CICIMAR, La Paz, 88 p.

Heino, J., J. Soininen, J. Lappalainen & R. Virtanen. 2005. The relationship between species richness and taxonomic distinctness in freshwater organisms. *Limnol. Oceanogr*., 50: 978–986.

Hobbie, J.E. 2000. *Estuarine Science. A Synthetic Approach to Research and Practice*. Island Press, Washington, 539 p.

Lakra, W.S., M.S. Verma, M. Goswami, K.K. Lal, V. Mohindra, P. Punia, A. Gopalakrishnan, K.V. Singh, R.D. Ward & P. Hebert. 2011. DNA barcoding Indian marine fishes. *Mol. Ecol. Resour*., 11: 60–71.

Leija-Tristán, A., J.A. de León-González & H. Rodríguez-Garza. 1992. Variación diurna de la ictiofauna intermareal de otoño en la Laguna de La Paz, Baja California Sur. Publicaciones Biológicas, *Fac. Cienc. Biol. Univ. Auton. Nuevo León, Monterrey*, 6(2): 149–154.

Ludwing, J.A. & J.F Reynolds. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley & Sons, Nueva York, 337 p.

Maeda-Martínez, M. 1981. *Composición, abundancia, diversidad y alimentación de la ictiofauna en tres lagunas costeras del Golfo de California*. Tesis de licenciatura. UANL, Monterrey, 140 p.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, Nueva Jersey, 179 p.

Mann, K.H. 2000. *Ecology of Coastal Waters with Implications for Management*. Blackwell Science, Dartmouth, 406 p.

Mendoza, E., M. Castillo-Rivera, R. Zárate-Hernández & S. Ortiz-Burgos. 2009. Seasonal variations in the diversity, abundance, and composition of species in an estuarine fish community in the Tropical Eastern Pacific, Mexico. *Ichthyological Res*., 56(4): 330–339.

Mendoza, R., E. Amador, J. Llinas & J. Bustillos. 1984. Inventario de las áreas de manglar en la Ensenada de Aripes, B.C.S, 43–52 En: *Memorias de la Primera Reunión sobre Ciencia y Sociedad: Presente y Futuro de la Ensenada de La Paz*. UABCS-Gobierno del Estado de Baja California Sur, La Paz.

Mendoza-Salgado, R.A., C.H. Lechuga-Devése, E. Amador & S. Pedrín-Aviles.

2011. La calidad ambiental de manglares de Baja California Sur, 9–26. En: Félix-Pico, E.F., E. Serviere-Zaragoza, R. Riosmena-Rodríguez & J.L. León de La Luz (Eds.) *Los Manglares de la Península de Baja California*. CICIMAR-CIBNOR-UABCS, La Paz.

Moreno-Gómez, G. 2010. *Variación espacial y temporal de la calidad de agua en dos sistemas de manglar "Zacatecas" y "Enfermería" en el municipio de La Paz, B.C.S.* Tesis de licenciatura. UABCS, La Paz, 56 p.

Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley Interscience, Nueva York, 165 p.

Ramírez-Rodríguez, M. 1997. Producción pesquera en la Bahía de La Paz, 273–282. En: Urbán-Ramírez, J. & M. Ramírez-Ramírez (Eds.) *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación*. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz.

Ratnasingham, S. & D.N. Hebert. 2007. The Barcode of Life Data System BOLD. *Mol. Ecol. Notes*, 7: 355–364.

Rice, J.C. 2000. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *ICES J. of Mar. Sci*., 57: 682–688.

SEDESOL. 1994. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994*. Diario Oficial de la Federación (16 de mayo de 1994).

SEMARNAP. 1999. *Norma Oficial de Emergencia NOM-EM-001-RECNAT-1999*. Diario Oficial de la Federación (16 de agosto de 1999).

SEMARNAP. 2000. *Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994*. Diario Oficial de la Federación (22 de marzo del 2000).

SEMARNAT. 2002. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001*. Diario Oficial de la Federación (6 de marzo de 2002).

Sogard, S.M. 1992. Variability in growth rates of juvenile fishes in different estuarine habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 85: 35–53.

Thomson, D A., L.T. Findley & A.N. Kerstitch. 2000. *Reef Fishes of the Sea of Cortez*. University of Texas Press, Austin, 353 p.

Toole, C.L. 1980. Intertidal recruitment and feeding in relation to optimal utilization of nursery areas by juvenile English sole (*Parpprhrys vetulus*: Pleuronectidae). *Environ. Biol. Fish*, 5: 383–390.

Trejo, D.S. & E. Mayoral. 1984. Estudio de calidad físico-química y bacteriológica del agua y almeja Catarina *Argopecten circularis* en la Ensenada de la Paz, B.C.S., 31–42. En: *Memorias de la Primera Reunión sobre Ciencia y Sociedad: Presente y Futuro de la Ensenada de la Paz*. UABCS-Gobierno del Estado de

Baja California Sur, La Paz.

Varanasi, U. 1992. Chemical contaminants and their effects on living marine resources, 59–70. En: Stroud, R.H (Ed.) *Stemming the Tide of Coastal Fish Habitat Loss*. National Coalition for Marine Conservation, Savannah.

Varnell, L.M. & K.J. Havens. 1995. A comparison of dimension-adjusted catch data methods for assessment of fish and crab abundance in intertidal salt marshes. *Estuaries*, 18(2): 319–325.

Villegas-Sánchez, C.A., L.A. Abitia-Cárdenas, F.J. Gutiérrez-Sánchez & F. Galvan-Magaña. 2009: Rocky-reef fish assemblage at San José, México. *Rev. Mex. Biodiv*., 80: 169–189.

Warburton, K. 1978. Community structure, abundance and diversity of fish in a Mexican coastal lagoon system. *Est. Coastal Mar. Sci.*, 7: 497–519.

Warwick, R.M. & K.R. Clarke. 1995. New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 129: 301–305.

Warwick, R. M. & K.R. Clarke. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *J. Applied Ecol*., 35: 532–543.

Whitmore, R.C., R.C. Brusca, J.L. León de la Luz, P. González-Zamorano, R. Mendoza-Salgado, E.S. Amador-Silva, G. Holguin, F. Galván-Magaña, P.A. Hastings, J.E. Cartron, R.S. Felger, J.A. Seminoff & C.C. Mdvor. 2005. The ecological importance of mangroves in Baja California Sur: conservation implications for an endangered ecosystem, 298–333. En: Cartron, J.E., G. Ceballos & R.S. Felger (Eds.) *Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in Northern México*. Oxford University Press, Nueva York.

Capítulo 23

Pesca incidental en pelágicos menores en el noroeste Mexicano

Sergio Macías-Mejía

CIBNOR
Becario CONACYT 236059

Resumen

Uno de los principales problemas que enfrentan las pesquerías a nivel internacional es la captura incidental (*by-catch*), dentro de este contexto es importante conocer los volúmenes de esta captura para todas las pesquerías a nivel nacional. La pesquería de pelágicos menores en México, constituye alrededor del 40% del volumen de producción pesquera del país pero, se conoce muy poco de su captura incidental no existiendo referencias formales o cuantificación alguna disponible. Este estudio evalúa la proporción de captura incidental para dicha pesquería a partir de observaciones a bordo y de las descargas en los puertos. Los organismos capturados incidentalmente fueron, cuantificados e identificados a nivel de especie en el laboratorio. La proporción de captura incidental en la pesquería de pelágicos menores en el noroeste México presenta niveles bajos (0.00011 en Puerto San Carlos y 0.00014 en Ensenada), similares a los reportados para otras pesquerías a nivel mundial.

Palabras clave: captura incidental, pelágicos menores, noroeste de México

By-catch in small pelagic fishery in northwestern Mexico

Abstract

One of the main problems facing international fisheries is by-catch; within this context it is important to know the volumes of this catch for all fisheries nationwide. In the case of small pelagic fishery in northwestern Mexico, which is about 40% of fishery production volume nationwide, very little is known of its by-catch and no formal references or quantification are available in Mexico. This study evaluates the proportion of by-catch for small pelagic fishery in northwestern Mexico. It was calculated the number of organisms that are caught incidentally in the laboratory identifying and describing each of these species. In view of the data obtained, the study concludes that the proportion of by-catch in the small pelagic fishery in northwestern Mexico has very low levels (0.00011 to Puerto San Carlos and 0.00014 to Ensenada), similar to those fisheries that have lower by-catch levels.

Keywords: by-catch, small pelagic, northwestern Mexico

Introducción

El sector pesquero de manera directa o indirecta, desempeña un papel fundamental en la fuente de ingresos y medios de subsistencia de millones de personas en todo el mundo. El número de empleos generados en el sector pesquero se ha incrementado más rápidamente que la población mundial y que el empleo en la agricultura tradicional (FAO, 2010). Dentro de los recursos marinos, las poblaciones de los pelágicos menores representan 25% del total de los desembarques que se realizan a nivel mundial (Velarde *et al.*, 1994; Csirke, 1995). Sin embargo, dichas poblaciones están sujetas a fluctuaciones naturales inherentes a su biología; siendo sumamente susceptibles a las variaciones ambientes por lo que experimentan fuertes cambios de abundancia, dando lugar a los denominados "cambios de régimen" (Lluch-Belda *et al.*, 1986; Cisneros-Mata *et al.*, 1991).

En México la pesquería de pelágicos menores es multiespecífica aunque suele dirigirse a la sardina Monterrey (*Sardinops sagax caerulea*). La distribución de esta pesquería y las especies reportadas en los desembarques se describe a continuación: en el Golfo de California se capturan sardina Monterrey (*Sardinops sagax caerulea*), tres especies de sardina crinuda (*Opisthonema libertate, O. bulleri y O. medirastre*), sardina bocona (*Cetengraulis mysticetus*), sardina japonesa (*Etrumeus teres*), dos especies de sardina piña (*Oligoplites* spp.), anchoveta norteña (*Engraulis mordax*) y macarela (*Scomber japonicus*); en Ensenada se descarga sardina Monterrey, macarela, charrito (*Trachurus symetricus*), bonito (*Sarda chilensis*) y anchoveta; en Bahía Magdalena, se capturan sardinas Monterrey, crinuda, japonesa, bocona y macarela, y en Mazatlán, tres especies de crinuda y bocona (Anónimo, 2007).

Los pelágicos menores constituyen el 38.8% del volumen de producción pesquera total en peso vivo, contando con un volumen de extracción de 629,811 (t), donde baja California contribuye con el 11%, Baja California Sur con el 11%, Sinaloa con 14% y Sonora con un 64% (Anónimo, 2010). La captura comercial de pelágicos menores se realiza con embarcaciones mayores (> 10 t) equipadas con red de cerco con jareta y un máximo de nueve tripulantes. Se pueden identificar flotas de acuerdo a la región donde operan y puerto de descarga: en la costa de

Baja California, el puerto de Ensenada; al Oeste de Baja California Sur, el puerto de San Carlos y Adolfo López Mateos ubicados en Bahía Magdalena; en el Golfo de California central, los Puertos de Yavaros y Guaymas, Sonora y en el Puerto de Mazatlán (Nevárez-Martínez *et al.*, 2004).

A pesar de su gran importancia, existen aspectos de la actividad pesquera que son objeto de preocupación por parte de diferentes sectores sociales y en particular se asocian a una percepción negativa concebida por grupos ambientalistas. Entre estos aspectos, resaltan la modificación del hábitat por los artes de pesca (*p. ej*. redes de arrastre y dragas) y la captura de especies no objetivo, conocida colectivamente como captura incidental o *by-catch*. Para esta pesquería no se tienen identificados, ni se esperan, impactos a nivel químico o físico directo sobre el medio dado que la captura se realiza en la columna de agua y no cerca del fondo marino. Tampoco existe suficiente información sobre los impactos en la trama trófica, incluidos sus depredadores; sin embargo, dados los volúmenes de extracción de pelágicos menores podría considerarse algún tipo de impacto en el ecosistema y a la cadena trófica a corto o mediano plazo (Anónimo, 2007). Respecto a la captura incidental en la pesquería de sardina en México, a partir de observaciones a bordo de las embarcaciones y entrevistas con los pescadores se infiere que hay descartes (INP, 2006); pero no existen referencias formales ni cuantificación alguna disponible. De acuerdo con el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO, es de gran necesidad contar con estimaciones de la captura incidental y descartes en todas las pesquerías a nivel mundial.

Justificación

Las capturas incidentales representan un impacto económico no internalizado, pero además pueden generar impactos ecológicos importantes. Desde el punto de vista económico, se estima que el volumen de captura incidental, no intencional y de descarte es de 27 millones de toneladas/año, con un rango de 17.9 a 39.5 millones de toneladas (Alverson *et al.,* 1994). Una de cada tres toneladas de pescado que se capturan en el mundo es devuelta al mar (generalmente muerta), en forma de descartes (Pitcher & Chuenpagdee, 1994). En México se sabe muy

poco sobre esta captura incidental y las especies que se encuentran relacionas, el Instituto Nacional de la Pesca (INP) menciona que ocurren descartes y cuando el cardumen cercado es demasiado grande y no cabe en la bodega o cuando se captura sardina pequeña, la sardina es devuelta al mar, aunque esto no es muy común (INP, 2006).

Reportes afirman que la flota de la sardina que opera en el Golfo de California es inofensiva al medio y a otras especies ya que se realiza en plena columna de agua, entre los 30 y 200 metros de profundidad por medio de redes de cerco o encierro dirigidas directamente a los cardúmenes que forman las especies objetivo (del Monte-Luna, 2008) y cuando ocurre captura incidental constituye menos del 1% de la captura total (Nevárez-Martínez *et al*., 2006). El presente trabajo pretende generar información sobre la captura incidental en la pesquería de pelágicos menores, así como analizar los datos que se deriven de la observación a bordo de las embarcaciones y potencial efecto que esta actividad tiene sobre otras especies del ecosistema marino. Este análisis contribuirá a solventar una falta de información que se ha identificado en el sector.

Material y métodos

Se seleccionaron tres puertos con la finalidad de cubrir la mayor área posible del noroeste de México (Figura 1). Se realizaron cuatro salidas a campo, una al Puerto de Guaymas Sonora, donde se pudo abordar una embarcación sardinera con la finalidad de observar el proceso de pesca y registrar las especies de acompañamiento que quedan atrapadas durante la maniobra de pesca y que después son descartadas. Otras dos salidas se efectuaron al Puerto San Carlos BCS (donde se tuvo acceso a siete descargas) y una al Puerto de Ensenada BC, para presenciar las descargas. En todas las visitas, las especies diferentes a los pelágicos menores fueron cuantificadas e identificadas. Cuando fue posible, los organismos de pesca incidental fueron colectados y preservados para su transporte y depósito en la colección ictiológica del CIBNOR. En el resto de los casos, se realizaron registros fotográficos e identificaciones en fresco con ayuda de claves especializadas.

Con la finalidad de dimensionar la captura incidental y compararla con valores en otras pesquerías, se estimó el número de individuos de captura objetivo por lance de acuerdo a los siguientes criterios: para sardina Monterrey el rango de pesos observados en la captura es amplio, entre 6 y 152 g, con una mayor frecuencia entre 56 y 88 g (Wong, 1974). Se consideró para este ejercicio el valor de la mediana como 77 g. Para sardina crinuda y japonesa el peso promedio de los organismos de edad 1 y 2 se encuentra entre los 34 y 62 g, por lo que utilizamos el valor mediano de 47 g.

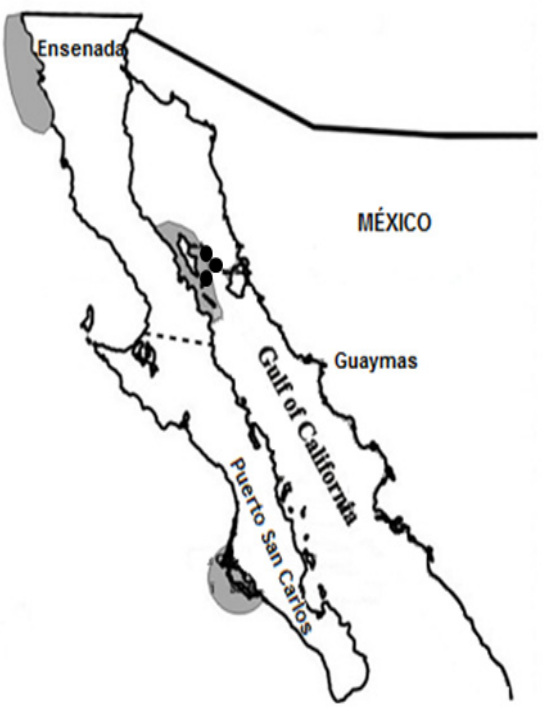

Figura 1. Areas de muestreo señaladas con sombras grises, los círculos negros indican las zonas de la Isla Ángel de la Guarda en Baja California donde se realizaron los lances. Modificado de Carta Nacional Pesquera (SAGARPA, 2010).

Resultados

Observaciones a bordo y en puerto

Guaymas, Sonora. A bordo de la embarcación se realizaron 3 lances en los alrededores de la Isla Ángel de la Guardia en Baja California (Figura 1); el primer lance con coordenadas 29° 19.698' N y 113° 18.631' W a una profundidad de 24 brazas. Fueron capturadas alrededor de 20 toneladas de las cuales el 70% correspondía a sardina monterrey (*Sardinops sagax caeruleus*) y el 30% anchoveta (*Engraulis mordax*). En el primer lance dentro de la red se quedaron atrapados 3 lobos marinos (estos salieron minutos después de quedar atrapados) y 2 delfines de los cuales 1 resultó lastimado de su aleta dorsal (al final de la maniobra fueron liberados los delfines). El segundo lance se realizó en las coordenadas 29° 30.483' N y 113° 25.082' W a una profundidad de 35 brazas; en este lance se capturaron alrededor de 80 toneladas de las cuales el 20% correspondía a macarela (*Scomber japonicus*) y el 80% a japonesa (*Etrumeus teres*). Al igual que en el lance anterior, dentro de la red quedaron atrapados 3 lobos marinos los cuales salieron de la red minutos después de quedar atrapados.

El tercer lance se efectuó en las coordenadas 29° 25.593' N y 113° 20.419' W a una profundidad de 36 brazas, la captura osciló alrededor de 40 toneladas de japonesa (*Etrumeus teres*). Dentro de la red quedaron atrapados 4 lobos marinos que posteriormente salieron de ella y 5 delfines de los cuales 3 resultaron lesionados de la aleta dorsal (los delfines fueron liberados al finalizar la maniobra). En todos los lances, ninguna especie diferente a los pelágicos menores fue observada. En el muelle de Guaymas se solicitó permiso para verificar la descarga en las bandas transportadoras; no encontrándose ninguna especie diferente a las objetivo.

Puerto San Carlos, BCS. Fue permitido estar presente en siete descargas, realizadas en el muelle. La captura acumulada del total de las descargas fue 880 toneladas de pelágicos menores, de las cuales más del 90% fue sardina monterrey (*Sardinops sagax caeruleus*) y el resto fue sardina japonesa (*Etrumeus teres*). En las descargas se observaron 15 especies diferentes a los pelágicos menores y en total fueron contabilizados 1,367. Entre las especies que se observaron se encuentran: elasmobranquios (*Platyrhinoidis triseriata,*

Myliobatis californica), peces (*Kathetostoma averruncus, Etropus crossotus, Etropus peruvianus, Paralichthys californicus, Xystreurys liolepis, Hypsopsetta guttulata, Atherinopsis californiensis, Porichthys margaritatus, Menticirrhus undulatus, Peprilus snyderi, Balistes polylepis*) y crustáceos (*Farfantepenaeus californiensis, Panulirus interruptus*).

Puerto de Ensenada, BC. Se obtuvo información de 5 descargas de pelágicos menores en el muelle el Sauzal. Las descargas representaron 470 toneladas de pelágicos menores, de las cuales la mayoría correspondió a sardina monterrey (*Sardinops sagax caeruleus*). Entre las especies que se observaron se encuentran: elasmobranquios (*Platyrhinoidis triseriata, Myliobatis californica*), peces (*Citharichthys sordidus, Paralichthys californicus, Peprilus simillimus*), crustáceos (*Farfantepenaeus californiensis, Panulirus interruptus*) y moluscos (*Loligo apalescens*).

Tasa de captura incidental/objetivo

En los encierros del Golfo de California no fue posible estimar razón de pesca incidental/objetivo dado que no se registraron en ningún caso especies distintas a las que componen el complejo de pelágicos menores (sardina monterrey, anchoveta, macarela, japonesa). Adicionalmente, cabe señalar que en los tres lances se registró dominancia de alguna de las especies (monterrey o japonesa). En el muestreo realizado en Bahía Magdalena (siete descargas), se registró una captura de 880 toneladas (90% sardina monterrey y 10% japonesa) que corresponden a 10.2 millones de individuos de sardina monterrey y 1.8 millones de japonesa, en total 12.1 millones de individuos de pesca objetivo.

Las siete descargas registraron 1,367 individuos de pesca incidental, por lo que la razón estimada se encuentra en 0.00011; casi cinco veces menor al valor más bajo reportado por Alverson *et al.* (1994), para la pesquería de pescadilla (Pollock) en el Mar de Bering (pesquería que se encuentra certificada por el Marine Stewardship Council, MSC) (Tabla 1). Finalmente, las 470 toneladas reportadas en Ensenada, correspondieron a 6.1 millones de individuos de sardina monterrey. Al estimar la tasa considerando los 858 ejemplares de especies no objetivo detectadas, el valor obtenido fue 0.00014; similar al encontrado para Puerto San Carlos.

Tabla 1. Las diez pesquerías con menores razones de captura incidental/objetivo en el mundo expresadas en número de individuos (nii/o). Modificado de Alverson *et al.* (1994).

Pesquería	**nii/o**
Arrastre de media agua para pescadilla (pollock) en el Mar de Bering	0.005
Red de enmalle para atún en el Atlántico noreste	0.009
Arrastre de media agua para pescadilla (pollock) en el Golfo de Alaska	0.018
Red de enmalle para calamar (Corea)	0.037
Red de enmalle para calamar (Taiwán)	0.068
Red de enmalle para atún en aguas internacionales (ZCIT)	0.08
Red de enmalle para atún en el Mar de Tasmania	0.123
Trampa para cangrejo en el Mar de Bering	0.132
Cerco para atún en el Pacífico tropical oriental	0.18
Trampa para bacalao en el Mar de Bering	0.18

Discusión

Uno de los efectos menos deseables de cualquier pesquería es la alteración del medio ambiente y la mortalidad directa o incidental de especies no objetivo. Existen algunas artes y operaciones pesqueras, como las redes de arrastre, que tienen el potencial de afectar directamente, por tracción sobre el fondo marino, el hábitat con el que entran en contacto y los organismos que ahí habitan; además, por ser poco selectivas, también extraen cantidad de otras especies durante las faenas de pesca (del Monte Luna, 2008). La red de cerco es una de las mas inofensivas al medio ambiente ya que actúa en plena columna de agua y es dirigida a las especies objetivo en este caso los pelágicos menores. Chuenpagdee *et al.* (2003) evaluaron el daño que diferentes artes de pesca provocan en los ecosistemas. La red de cerco obtuvo niveles muy bajos de daños al hábitat y niveles bajos en cuanto a la captura incidental. Actualmente, la pesquería de pelágicos menores está regulada mediante la NOM-003-PESC-1993 (SEPESCA, 1993) la cual establece tallas mínimas para cada una de las especies, minimizando la extracción de juveniles.

La comparación de la tasa de captura incidental/objetivo con otras pesquerías del mundo mostró valores menores a los documentados en pesquerías con menor nivel de descartes, como la pescadilla del Mar de Bering (0.0005) o el atún del

Atlántico norte (0.0009). Debe mencionarse que el tamaño y peso individual de las especies objeto en este caso son en general menores a las de los organismos de la captura incidental. Esta situación se presenta en mayor grado en la pesca de camarón donde, a diferencia de las pesquerías de peces, normalmente se reporta la tasa de captura incidental/objetivo en peso, no en número. En este sentido, el valor podría estar subestimado. Sin embargo, el número de individuos de captura incidental es tan bajo, en todos los casos, que de acuerdo a nuestros cálculos cada individuo de pesca incidental tendría que pesar alrededor de 116 kg para que la razón fuera 0.18, equivalente a la de trampa para bacalao en el mar de Bering, la última pesquería de la lista de pesquerías con menores razones de captura incidental/objetivo según la FAO.

En Bahía Magdalena y Ensenada fue registrada la captura de especies no objetivo presente en las descargas. Estas especies en su mayoría, alcanzan mayor valor comercial en el mercado que las especies objetivo o bien, son destinadas para autoconsumo (*p. ej.* Lenguado, camarón, langosta), por lo que el descarte es prácticamente nulo. La presencia de delfín común (*Delphinus* spp.) y lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en los encierros se debe a que para estas especies los pelágicos menores son un componente común de la dieta (Salvadeo, 2008), particularmente durante periodos de alta abundancia o agregación en zonas cercanas a las loberas.

Este trabajo proporciona información parcial sobre pesca incidental en la pesquería de pelágicos menores del Golfo de California dado que se cubrieron pocos lances en comparación con la operación de la flota durante una temporada completa. Los lances se realizaron únicamente en zonas de captura tradicional y la observación a bordo estuvo limitada. Aunque el nivel de pesca incidental es bajo, se recomienda ampliar el alcance del muestreo y la observación para establecer formalmente un valor que pueda ser utilizado como parámetro para el manejo y la legislación correspondiente. Este tipo de trabajos se perciben especialmente oportunos en este momento en que la pesquería de sardina del Golfo de California fue recientemente certificada por el MSC, pero el proceso reconoce que para lograr un re-certificación será necesario contar con elementos informativos veraces y comparables en cuanto a captura incidental.

Referencias

Alverson, D.L., M.H. Freeberg, J.G. Pope & S.A. Murawski. 1994. *A global assessment of fisheries by-catch and discards. FAO Fisheries Technical Paper No. 339*. FAO, Roma, 233 p.

Anónimo. 2007. Diagnostico de la Pesquería, 29–66. En: *Plan de manejo pesquero para pelágicos menores*. *Informe* Técnico *para* la Secretaria de Pesca del Gobierno del Estado de Baja California Sur. CIBNOR, La Paz, BCS.

Anónimo. 2010. *Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca 2010*. CONAPESCA, SAGARPA.

Chuenpagdee, R., L.E. Morgan, S.M. Maxwell, E.A. Norse & D. Pauly. 2003. Shifting gears: Assessing collateral impacts of fishing methods in the U.S. water. *Front. Ecol. Environ.*, 10: 517–524.

Cisneros-Mata, M.A., M.O. Nevárez-Martínez, G. Montemayor-López, J.P. Santos-Molina & R. Morales-Azpeitia. 1991. *Pesquería de sardina en el Golfo de California 1988/89-1989/90*. SEPESCA/Instituto Nacional de Pesca, Guaymas, 80 p.

Csirke, J. 1995. Fluctuations in abundance of small and mid-size pelagic. *Sci. Mar.*, 59(3-4): 481–490.

del Monte-Luna, P. 2008. *La pesquería de pelágicos menores en Golfo de California: efectos a nivel ecosistema y en especies no-objetivo*. Reporte Técnico para la CANAIPESCA. La Paz, BCS, 25 p.

FAO. 2010. *El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura*. FAO, Roma, 219 p.

INP. 2006. *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México, Evaluación y Manejo*. Instituto Nacional de Pesca/SAGARPA, México.

Lluch-Belda, D., F.J. Magallón & R.A. Schwartzlose. 1986. Large fluctuations in the sardine fishery in the Gulf of California: Possible causes. *CalCOFI Rep*., 27: 136–140.

Nevárez-Martínez, M.O., M.A. Martínez-Zavala, C.E. Cotero-Altamirano, M.L. Jacob-Cervantes, Y. Green-Ruiz, G. Gluyas-Millán, A. Cota-Villavicencio & J.P. Santos-Molina. 2004. *La Pesquería de pelágicos menores (sardinas, anchovetas, macarelas y afines): recomendaciones para su manejo*. Dictamen Técnico del Instituto Nacional de la Pesca. INP, México.

Nevárez-Martínez, M.O., M.A. Martínez-Zavala, C.E. Cotero-Altamirano, M.L. Jacob-Cervantes, Y. Green-Ruiz, G. Gluyas-Millán, A. Cota-Villavicencio & J.P. Santos-Molina. 2006. Peces pelágicos menores, 263–301. En: *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y Manejo*. INAPESCA-SAGARPA, México D.F.

Pitcher, T.J. & R. Chuenpagdee. 1994. *Bycatches in Fisheries and their Impact on the Ecosystem*. Fisheries Centre Research Reports, British Columbia, 86 p.

SAGARPA. 2010. *Carta Nacional Pesquera*. Diario Oficial de la Federación (2 de diciembre de 2010).

SEPESCA. 1993. *Norma Oficial Mexicana NOM-003-PESC-1993*. Diario Oficial de la Federación (31 de diciembre de 1993).

Velarde, E., M.S. Tordesillas, R. Esquivel & L. Vieyra. 1994. Seabirds as indicators of important fish populations in the Gulf of California. *CalCOFI Rep.*, 35:137–143.

Wong, R.M. 1974. Biología de la sardina del Golfo de California *Sardinops sagax caerulea*. *CalCOFI Rep.*, 17:97–100.

Capítulo 24

Índice de fragilidad ecológica de los ecosistemas bentónicos ante el impacto de la pesca de arrastre

Pablo Vega-García

CIBNOR
Registro CONACYT 265457

Resumen

La pesca de arrastre de fondo es una importante actividad económica que para 2005 representaba más del 27% de la captura global y tiene una amplia extensión en la plataforma continental a nivel mundial. A pesar de esto, existe una percepción negativa generalizada de esta actividad debida a la baja selectividad de los artes de pesca y las consecuencias del contacto de la red en el fondo marino, cuyos impactos negativos han sido ampliamente demostrados en una gran cantidad de investigaciones. En años recientes se han establecido patrones generales y algunas bases para la modelación de las perturbaciones, lo que ha enfocado la investigación en determinar los sitios y magnitudes en los cuales se pueden minimizar los impactos. Este trabajo integra información publicada y propone un índice que expresa la fragilidad ecológica de los ecosistemas bentónicos ante la pesca de arrastre, con particular aplicación para sitios donde existe poca información. El índice integra el tipo de fondo y un indicador de sensibilidad comunitario (ISC), además de un indicador de resiliencia conformado a partir de la razón producción-biomasa ((P / B) B). El índice se calculó a partir de información bibliográfica para cuatro ecosistemas alrededor del mundo (Norte del Golfo de California, Región Pacífico Norte de Baja California, Gran Barrera de Arrecife Australiano y Mar de Irlanda). Los resultados son congruentes con lo esperado ya que el índice reflejó mayor sensibilidad para las zonas gravosas y de arrecifes coralinos, mientras que zonas arenosas sometidas a la pesca de arrastre presentaron menor fragilidad.

Palabras clave: fragilidad ecológica, pesca de arrastre de fondo, ecosistema bentónico

Ecological fragility index of benthic ecosystems susceptible to bottom trawling

Abstract

Bottom trawling is an important economic activity that covers a large area on the continental shelf worldwide, and which represented over 27% of the total world catch in 2005. There is a widespread negative perception of this activity due to low selectivity and consequences of the net contact on the seafloor, and whose negative impacts have been amply demonstrated by a large amount of research over two decades. However, in recent years general patterns and foundations for disturbance modeling have been set, which allow focusing research on determining the sites and magnitudes to minimize impacts. This work integrates published information and proposes a Fragility Ecology Index for benthic ecosystems to trawling, with particular application for poor information sites. This Index integrates the type of bottom and a Community Sensitivity Indicator (ISC), plus a resilience indicator made from the production-biomass ratio ((P / B) B). The Ecological Fragility Index was calculated from bibliographic information by four ecosystems around the world (Northern Gulf of California, North Pacific Region of Baja California, Great Barrier Reef Australian, and Irish Sea). The results are consistent with previous researches because the index reflects greater sensitivity to gravel areas and coral reefs, while sandy areas subject to trawling had the lowest fragility.

Keywords: ecological fragility, bottom trawling, benthic ecosystem

Introducción

Durante las últimas tres décadas se han realizado un importante número de investigaciones dirigidas a determinar el tipo y magnitud de los impactos que genera la pesca de arrastre de fondo en el ecosistema marino (ver revisiones en Jennings & Kaiser, 1998; Lindeboom & de Groot, 1998; Hall, 1999; Kaiser *et al.,* 2002; Løkkeborg, 2005). La mayoría de estos estudios se han realizado en el Mar del Norte y el Mar de Irlanda, Australia, y el Este de los Estados Unidos, existen pocos estudios en el Pacífico Norte y aún menos en los litorales centro y sudamericanos, donde la pesca de arrastre de camarón es una fuente importante de ingreso (*p. ej.* México, Honduras y Colombia).

Sin embargo, los resultados alrededor del mundo muestran impactos similares causados por las redes de arrastre en el fondo marino como son la mortalidad de organismos bentónicos, el aplanamiento del lecho marino y la reducción de la complejidad del hábitat y más aún, en años recientes se han logrado establecer algunos patrones generales y bases para la modelación de las perturbaciones (*p. ej*. Collie *et al*., 2000; Duplisea *et al.,* 2002; Hiddink *et al.*, 2006; Kaiser *et al*., 2006). Es también en los últimos años que el debate sobre los impactos de la pesca de arrastre ha cambiado de conocer, si los arrastres reducen la diversidad y complejidad del hábitat, a enfocarse en la determinación de los sitios y el grado de pesca apropiado para asegurar la sustentabilidad (Enticknap, 2002).

A pesar de la falta de información específica para ciertos hábitats, tipos de redes y regiones geográficas, el conocimiento actual sobre el tema puede y debe ser empleado para el manejo más efectivo de los efectos de la pesca en los ecosistemas, como lo menciona el National Research Council (2002). Una de las formas de hacer útil esta información en la toma de decisiones podría ser la clasificación de zonas de acuerdo a su vulnerabilidad ecológica ante los arrastres. Esta vulnerabilidad es una función de factores externos (nivel del impacto) e internos (fragilidad) del sistema amenazado, para nuestro caso se consideran como factores externos la agresividad del arte de pesca y la frecuencia e intensidad de la actividad, definidos por las prácticas de pesca de cada flota en particular, como factores internos aquellos asociados a la fragilidad del ecosistema, que determinan su sensibilidad

(capacidad de resistir) y resiliencia (capacidad de recuperarse) ante los impactos causados por el arrastre y que dependen de las características estructurales y funcionales del mismo. El presente estudio se enfocó en la identificación y cuantificación de estos factores internos, seleccionando e integrando información existente en un índice que permite expresar la fragilidad de un área determinada ante el impacto de las redes de arrastre, particularmente en situaciones en las que existe poca información local disponible.

Material y métodos

Se realizó una extensa revisión bibliográfica donde se incluyeron 46 trabajos experimentales y ocho artículos de revisión, en los cuales se identificaron los impactos más significativos de la pesca de arrastre en los hábitats bentónicos y las variables respuesta con las cuales han sido cuantificados o asociados. Los impactos se clasificaron y agruparon en directos, aquellos que produce el arte de pesca al ser arrastrado (*p. ej*. resuspensión de sedimentos, mortalidad de organismos), e indirectos, que se derivan de los impactos directos y sus efectos son detectados a mediano o largo plazo (aplanamiento del lecho marino, alteración de las comunidades bentónicas).

En mesas de discusión se seleccionaron aquellos factores que fueran capaces de expresar uno o más de los impactos identificados y que además cumplieran con las características siguientes: fáciles de medir, ya sea *in situ* o mediante muestreos sistemáticos; aplicables a cualquier ecosistema bentónico; que conjuntaran una importante cantidad de información; que se conocieran generalidades o tendencias de la respuesta de las comunidades ante un impacto en particular. Se omitieron aquellos impactos para los cuales la respuesta del ecosistema es pobremente conocida y no es posible determinar criterios para expresarlos en términos de sensibilidad o resiliencia, como fueron: resuspensión de sedimentos, pesca incidental, alteración del flujo de nutrientes y cambios en la estructura trófica.

Posteriormente, se obtuvieron dos indicadores de sensibilidad denominados tipo de fondo e índice de sensibilidad comunitario (ISC) (escala de valores en Tablas 1 y 2), así como un indicador de resiliencia basado en la razón productividad biomasa. Cada uno de estos impactos fue estandarizado dentro de una escala arbitraria de fragilidad entre 0 y 1. Para los indicadores de sensibilidad se tomó el 0 como el menor valor de fragilidad que alcanza cada indicador y 1 como el máximo valor posible. En los indicadores de resiliencia, la fragilidad 0 corresponde al máximo valor posible de resiliencia y 1 al menor, lo anterior se debe a que un ecosistema más resiliente se considera como menos frágil y viceversa. Finalmente, se definió la fragilidad ecológica como una función de la sensibilidad y la resiliencia de un ecosistema bentónico, para lo cual se empleó la siguiente fórmula:

$$F = \hat{S} + (1 - R) / 2 \quad \text{Ecuación 1}$$

donde F = fragilidad; $\hat{S}$ = valor promedio de los indicadores de sensibilidad en una escala de 0 a1; R = valor promedio de los indicadores de resiliencia en escala de 0 a 1.

Tabla 1. Escala de sensibilidad según el tipo de sustrato. Cada categoría es una descripción general de un rango de hábitats.

	Sensibilidad	Tipo de sustrato	Descripción
	0.2	Arenosos	Tamaño de grano 0.125 mm - 0.250 mm
	0.4	Lodoso	0.005 mm - 0.02 mm
-	0.6	Lodoso arenoso	0.05 mm - 0.1 mm
+	0.8	Gravoso	Grava como mayor componente
	1	Biogénico	Praderas de pastos marinos, organismos que forman arrecifes (bancos de bivalvos, esponjas o arrecifes de coral)

Tabla 2. Valores de respuesta y porcentaje de cambio por grupo taxonómico tomados de Collie *et al.* (2000) y valores en porcentaje de respuesta y resistencia calculados (r =100-% cambio).

Grupo	Respuesta	% cambio	r =100-% cambio
Anthozoa	-1.4	0.76	0.24
Malacostraca	-1.4	0.76	0.24
Ophiuroidea	-0.9	0.62	0.38
Holothuroidea	-0.85	0.58	0.42
Maxillopoda	-0.8	0.56	0.44
Polychaeta	-0.8	0.56	0.44
Gastropoda	-0.75	0.58	0.42
Echinoidea	-0.7	0.51	0.49
Bivalvia	-0.5	0.40	0.60
Desmospongia	-0.5	0.40	0.60
Asteroidea	-0.3	0.26	0.74
Oligochaeta	-0.25	0.22	0.78

Para la aplicación del índice se obtuvieron los datos necesarios a partir de una exhaustiva revisión bibliográfica, buscando incluir diversos ecosistemas bentónicos contrastantes en cuanto a hábitat, comunidades presentes y nivel de pesca al que se encuentran sometidos, los sitios elegidos fueron: La Gran Barrera de Arrecife Australiano, que es una zona de alta diversidad de ambientes y comunidades, presenta alta productividad y en ella convergen distintos tipos de pesquerías, entre las cuales se encuentra la pesca de arrastre camaronero principalmente enfocadas al langostino banana, al camarón tigre y al camarón rey. El Mar de Irlanda, donde se presentan ambientes bentónicos desde lodoso hasta rocoso, es considerado históricamente una importante región pesquera donde se practica la pesca de arrastre con puertas, la de vara y las dragas entre otras (Lees & Mackinson, 2007).

El norte del Golfo de California, donde las comunidades bentónicas experimentan condiciones templadas durante el invierno y tropicales durante el verano, la costa oeste del Golfo es rocosa con playas arenosas dispersas y una plataforma

continental angosta, en contraste la costa este presenta planicies aluviales, la pesca es la principal actividad humana en el golfo y la de mayor importancia es la pesca de arrastre de camarón, realizada sobre los fondo arenosos y lodosos (Lluch-Cota *et al.,* 2007). Finalmente, la Región Pacífico Norte de la Península de Baja California, considerada una zona con alta productividad estacional debido a las surgencias, con fondos principalmente rocosos o gravosos y la presencia de comunidades de macroalgas y pastos marinos, no existe pesca de arrastre, sin embargo la pesca es la actividad productiva más importante y se realiza por cooperativas bien organizadas que se enfocan principalmente en especies de alto valor comercial como los abulones azul y amarillo (*Haliotis fulgens* y *H. corrugata*, respectivamente) y la langosta espinosa (*Panulirus interruptus*).

Resultados y discusión

Tipo de fondo

El primer indicador seleccionado fue el tipo de fondo, se eligió como indicador de sensibilidad debido a que la composición promedio del sedimento es en gran parte controlada por las fuerzas hidrodinámicas que actúan sobre el sustrato. Así, los fondos arenosos y limpios predominan en ambientes de alta energía, mientras que sedimentos limosos y lodosos se desarrollan en ambientes de muy baja energía. Presumiblemente, las comunidades que habitan cada tipo de sedimento se han adaptado a muy diferentes regímenes de disturbio ambiental por lo que su tasa de recuperación se relaciona a este régimen y a la estabilidad del hábitat. Se asume de manera general que las comunidades encontradas en hábitats dinámicos arenosos se recuperan más rápidamente después de un disturbio físico que aquellas encontradas en ambientes lodosos menos dinámicos. De manera similar la presencia de estructuras biogénicas reflejan la frecuencia de disturbios ambientales naturales lo cual tiene implicaciones en los tiempos de recuperación del hábitat, ya que estas estructuras generalmente presentan tiempos de crecimiento muy lentos.

Una de las ventajas de este indicador es que su medición es muy fácil de obtener, ya que se trata de una característica evidente de cualquier ecosistema bentónico

y por ello fue posible la obtención de información más específica para cada uno de los sitios donde se aplicó el índice. A pesar de que cada categoría de nuestra clasificación por tipo de sustrato es una descripción general de un amplio rango de hábitats, ésta separación parece ser suficiente para generar una clasificación en términos de fragilidad, ya que el patrón donde las comunidades que habitan en sustratos más duros y consolidados presentan una mayor fragilidad que aquellas asentadas en ambientes menos consolidados. Lo anterior ha sido consistente en diversos estudios enfocados a la relación entre el grado de impacto de las redes de arrastre y el tipo de sustrato (*p. ej.* Bergman *et al.*, 1998). Existen otras clasificaciones del tipo de fondo donde se toma en cuenta parte de la composición química (Riemann & Hoffmann, 1991) o el porcentaje de arcilla en el sustrato (Van Dolah *et al.*, 1991; Dernie *et al.*, 2003) y en general no se ha encontrado una relación clara entre el nivel de arrastre y esas variables.

Índice de Sensibilidad Comunitario (ISC)

El ISC está basado en los resultados de un meta-análisis realizado por Collie *et al.* (2000), donde se incluyen 39 estudios que abarcan diversos hábitats, tipos de arrastre y formas de cuantificar los impactos. Dentro de estos resultados se obtienen niveles de respuesta a corto plazo de grandes grupos taxonómicos ante el impacto de pesca de arrastre (Tabla 2). Estos resultados se presentan en porcentajes de cambio a partir de una condición previa al arrastre. Para utilizarlos como indicadores de sensibilidad se utilizó el complemento (1 - % de cambio) el cual se denominó porcentaje de resistencia al cambio. La escala de sensibilidad propuesta, combina los valores de respuesta mencionados con datos de abundancia relativa mediante la fórmula:

$$ISC = \sum_{i...n} a_i / r_i \quad \text{Ecuación 2}$$

donde a_i = abundancia relativa de la especie *i*; r_i = porcentaje de resistencia al cambio de la especie *i*; *n* = número total de especies.

Para el caso de los grupos que no se encuentran incluidos en la Tabla 2, como las macroalgas, se decidió asignarles un valor de 0.5 de resistencia a falta de información que nos permita asignarle un valor más verosímil de sensibilidad. En el estudio de Collie *et al.* (2000) se incluyen diferentes tipos de redes, tipos de fondo, profundidades, intensidades de pesca y formas de medición de impacto.

Es importante mencionar dos consideraciones: primero, que el tipo de arte de pesca más frecuente fue la red de arrastre con puertas; y segundo, los estudios fueron hechos principalmente en el Norte de Europa y el Este de Norte América. A pesar de estos sesgos, el ISC presentó resultados coherentes a lo esperado, como se muestra más adelante.

Razón (P/B) B promedio

El cociente de la producción neta sobre la biomasa promedio de una comunidad (razón P/B), nos aporta una medida de la velocidad de crecimiento y/o reproducción de los individuos que la conforman y por ende de su velocidad de recuperación ante un disturbio, al menos en términos de biomasa. Una razón P/B alta indica la presencia de especies con adultos de tamaño pequeño, tasas de crecimiento altas, así como una alta mortalidad natural. Se asume que una comunidad de este tipo tiene una baja fragilidad ya que de manera natural se encuentra adaptada a los disturbios ambientales y es capaz de soportar las alteraciones debidas a la pesca, siempre y cuando éstas no superen la frecuencia natural de los disturbios (Kaiser, 1998; Thrush & Dayton, 2002; Gray *et al*., 2006).

Caso contrario ocurre con comunidades cuya razón P/B es baja; esto indica la presencia de poblaciones con adultos de tamaño grande, lento crecimiento y una baja mortalidad natural, estos ecosistemas presentan por ende una alta fragilidad ante el impacto del arrastre. Además de la razón P/B se incluye a la biomasa B para ponderar cada grupo o especie de acuerdo a su abundancia dentro de la comunidad. Una de las desventajas de este indicador es la dificultad de medición de P/B para cada una de las especies de una comunidad, por ello se empleó el método basado en categorías de tamaño (Brey, 1999; Jennings *et al.,* 2001) descrito en http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html, el cual tiene la ventaja de poder calcular la tasa de crecimiento instantánea a partir de muestras de campo.

Aplicación del índice de fragilidad

Los resultados de cada uno de los indicadores calculados para cada uno de los sitios de estudio se presentan en la Tabla 3. Al comparar los valores del índice (Figura 1) dentro de las mismas zonas parece evidente que el tipo de fondo podría

ser por sí mismo un indicador capaz de expresar el nivel de fragilidad de un sitio, ya que las zonas de grava y/o con un fuerte componente biogénico son las que presentan las mayores fragilidades y las zonas arenosas y lodosas son las de menor valor. No obstante, esto es sólo resultado de que los sitios fueron separados de acuerdo a este indicador, ya que para el resto no se encontró información disponible para el cálculo particular de cada ambiente identificado. Sin embargo, en el caso del Mar de Irlanda se observa que a pesar de existir un sustrato de tipo biogénico formado por las macroalgas, la alta resiliencia de estos organismos y el bajo ISC de las especies presentes resultan en una baja fragilidad por lo que puede observarse de manera clara como se desempeñan el resto de indicadores para conformar el índice (Tabla 3).

Tabla 3. Valores de sensibilidad y resiliencia calculados para cada una de los sitios elegidos.

Lugar	Hábitat	Fuentes	Tipo de fondo	ISC	(P/B)B
Gran Barrera de Arrecife Australiano	Zona lagunar	Watson *et al.* (1990) Gribble (2005)	0.2	0.919	0.379
	Zona arrecifal		1		
Mar de Irlanda	Zonas con macroalgas	Lees & Mackinson, 2007	1	0.290	1
	Fondos arenosos		0.2	0.411	0.000
	Fondos lodosos		0.4		
	Fondos de grava		0.8		
Norte del Golfo de California	Fondo arenoso	De La Cruz & García, 2008 Morales-Zárate *et al.*, 2004	0.2	0.539	0.380
	Fondos lodosos		0.4	0.460	
	Fondos arenoso lodosos		0.6	0.548	
Región Pacífico Norte	Fondos arenosos	Morales-Zárate *et al.*, 2004	0.2	0.394	0.026
	Fondos gravoso		0.8		

Al comparar los valores del índice entre las diferentes zonas se observa que la Gran Barrera de Arrecife Australiano se encuentra dentro de los sitios con alta fragilidad, lo cual corresponde con lo esperado (Figura 1). Al respecto Hall (1999) y Hiddink *et al.* (2006) mencionan que no se necesitan estudios complejos para determinar que los arrecifes son zonas vulnerables a la pesca de arrastre. Los fondos gravosos de la Región Pacífico Norte de Baja California y del Mar de Irlanda también presentan alta fragilidad. El primero de estos sitios no se encuentra sometido a la pesca de arrastre pero soporta pesquerías de organismos de alto valor comercial y con un lento crecimiento relativo, como es el caso del abulón y la langosta espinosa, que probablemente contribuyen a esta elevada fragilidad. Mientras que, para el Mar de Irlanda Kaiser *et al.* (1996) mencionan la existencia de zonas con comunidades poco conocidas y/o con organismos de vida larga donde se realizan actividades de dragado y arrastre.

En el otro extremo, los valores más bajos de fragilidad corresponden a las zonas con macroalgas del mar de Irlanda y los fondos arenosos y lodosos del Golfo de California, esto podría deberse a que ambas zonas soportan importantes pesquerías de arrastre desde hace varios años (Lindeboom & de Groot, 1998; Lluch-Cota *et al.*, 2007). Además, para el caso del Golfo de California, Sánchez-González & Aguíñiga (2008) y De La Cruz & García (2008) no encuentran una relación clara entre zonas sometidas a arrastre camaronero y zonas control en las que presumiblemente no se realizan arrastres. Sugieren que esto es resultado de la alta dinámica del ecosistema, lo que puede coincidir con la fragilidad encontrada.

Los ejemplos antes mencionados representan los valores extremos para los que probablemente no es necesaria la elaboración de un índice si se pretende comparar sus niveles de fragilidad, sin embargo nos permitieron evaluar el comportamiento y coherencia de nuestros indicadores e índice, el cual se espera cobre sentido en los valores intermedios donde se pretenda comparar zonas aledañas o similares y permita obtener una clasificación.

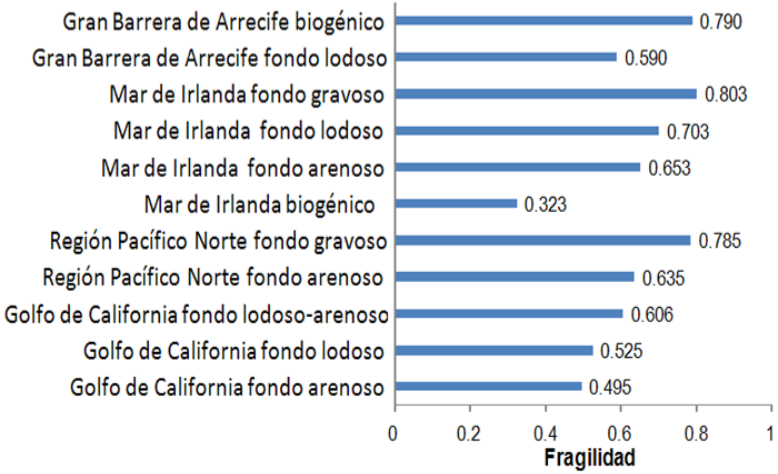

Figura 1. Fragilidad ecológica de diferentes ecosistemas bentónicos.

Es importante señalar que este índice es una medida de la fragilidad de las comunidades bentónicas ante un evento de cualquier tipo de arrastre. Sin embargo, no se cuenta con indicadores de intensidad que describan la forma en la que varía esta fragilidad en función de la densidad de arrastres en una zona o que puedan diferenciar el grado de impacto de los diferentes tipos de artes de pesca. Mediante un modelo teórico, Kaiser *et al.* (2002) predicen que la fragilidad incrementa de acuerdo al nivel de intensidad del arrastre, pero llega un punto donde a un nivel muy elevado de intensidad, los valores de fragilidad son iguales para cualquier ecosistema. Debido a lo anterior es importante señalar que el índice propuesto sólo evalúa el aspecto de fragilidad de la comunidad bentónica y si se pretende utilizar como herramienta de decisión sobre las zonas donde el impacto ecológico de la pesca de arrastre sea menor, debe ser complementado con otros indicadores que incluyan más elementos del ecosistema, así como otros impactos que esta actividad genera.

Referencias

Bergman, M.J.N., J.W. Van Santbrink, J. Buijs, J.A. Craeymeersch, G.J. Piet, A.D. Rijnsdorp, C. Laban & W. Zevenboom. 1998. *The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to the micro distribution of beam trawling*. BEON Rapport 98-2, La Haya, 93 p.

Brey, T. 1999. Growth performance and mortality in aquatic macrobenthic invertebrates. *Adv. Mar. Biol.*, 35: 153–223.

Collie, J.S., S.J. Hall, M.J. Kaiser & I.R. Poiner. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J. Anim. Ecol.*, 69: 785–799.

De La Cruz, A.G. & D.F. García. 2008. Efecto de la pesquería de arrastre de camarón en las comunidades asociadas al sedimento marino en centro y norte del Golfo de California, 20–47. En: Lluch-Belda, D. (Ed.) *Reporte técnico final del proyecto "Efecto de la pesquería de arrastre de camarón en las comunidades asociadas al sedimento marino en Centro y Norte del Golfo de California"*. IPN-CICIMAR, La Paz BCS, 59 p.

Dernie, K.M., M.J. Kaiser & R.M. Warwick. 2003. Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *J. Anim. Ecol.*, 72: 1043–1056.

Duplisea, D.E., S. Jennings, K.J. Warr & T.A. Dinmore. 2002. A size based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 59: 1785–1795.

Enticknap, B. 2002. *Trawling the North Pacific. Understanding the Effects of Bottom Trawl Fisheries on Alaska's Living Seafloor*. Alaska Marine Conservation Council, Anchorage, 22 p.

Gray, J.S., P. Dayton, S. Thrush & M.J. Kaiser. 2006. On effects of trawling, benthos and sampling design. *Mar. Pol. Bull.*, 52: 840–843.

Gribble, N.A. 2005. CD Ecosystem modeling of the Great Barrier Reef: A balanced trophic biomass approach, 170–176. En: Zerger, A. & R.M. Argent (Eds.) *MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation*. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, December 2005. http://www.mssanz.org.au/modsim05/papers/ascough_1.pdf

Hall, S.J. 1999. *The Effects of Fishing on Marine Ecosystem and Communities*. Blackwell Science, Oxford, 296 p.

Hiddink, J.G., S. Jennings & M.J. Kaiser. 2006. Indicators of the ecological impact of bottom-trawl disturbance on seabed communities. *Ecosystems*, 9: 1190–1199.

Jennings, S. & M.J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.*, 34: 201–352.

Jennings, S., T.A. Dinmore, D.E. Duplisea, K.J. Warr & J.E. Lancaster. 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *J. Anim. Ecol.*, 70: 459–475.

Kaiser, M.J. 1998. Significance of bottom-fishing disturbance. *Conserv. Biol.*, 12(6): 1230–1235.

Kaiser, M.J., A.S. Hill, K. Ramsay, B.E. Spencer, A.R. Brand, L.O. Veale, K. Prudden, E.I.S. Rees, B.W. Munday, B. Ball & S.J. Hawkins. 1996. Benthic disturbance by fishing gear in the Irish Sea: a comparison of beam trawling and scallop dredging. *Aquatic Conserv.*, 6: 269–285.

Kaiser, M.J., J.S. Collie, S.J. Hall, S. Jennings & I.R. Poiner. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3: 114–136.

Kaiser, M.J., K.R. Clarke, H. Hinz, M.C.V. Austen, P.J. Somerfield & I. Karakassis. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 311: 1–14.

Lees, K. & S. Mackinson. 2007. An Ecopath model of the Irish Sea: ecosystems properties and sensitivity analysis. *Sci. Ser. Tech. Rep. Cefas Lowestoft*, 138: 49.

Lindeboom, H.J. & S.J. de Groot. 1998. *The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ- Report 1998-1/RIVO-DLO Report C003/98*. Netherlands Institute of Sea Research, Texel, 404 p.

Lluch-Cota, S.E., E.A. Aragón-Noriega, F. Arreguín-Sánchez, D. Aurioles-Gamboa, J. Bautista-Romero, R.C. Brusca, R. Cervantes-Duarte, R. Cortés-Altamirano, P. del Monte-Luna, A. Esquivel-Herrera, G. Fernández, M.E. Hendrickx, S. Hernández-Vázquez, H. Herrera-Cervantes, M. Kahru, M. Lavin, D. Lluch-Belda, D. Lluch-Cota, J. López-Martínez, S.G. Marinone, M.O. Nevárez-Martínez, S. Ortega-García, E. Palacios-Castro, A. Parés-Sierra, G. Ponce-Díaz, M. Ramírez-Rodríguez, C.A. Salinas-Zavala, R.A. Schwartzlose & A.P. Sierra-Beltrán. 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Prog. Oceanogr.*, 73: 1–26.

Løkkeborg, S. 2005. *Impacts of Trawling and Scallop Dredging on Benthic Communities. Fisheries Technical Paper No. 472*. FAO, Roma, 58 p.

Morales-Zárate, M.V., F. Arreguín-Sánchez, J. López-Martínez & S.E. Lluch-Cota. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, Mexico. *Ecol. Model.*, 174: 331–345.

National Research Council. 2002. *Effects of Trawling and Dredging on Seafloor Habitat*. National Academy Press, Washington, 126 p.

Riemann, B. & E. Hoffmann. 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 69: 171–178.

Sánchez-González, A. & G.S. Aguíñiga. 2008. Evaluación geoquímica y sedimentológica en áreas de pesca de arrastre de camarón en el Golfo de California: contraste entre áreas arrastradas y no arrastradas, 12–19. En: Lluch-Belda, D. (Ed.) *Reporte técnico final del proyecto "Efecto de la pesquería de arrastre de camarón en las comunidades asociadas al sedimento marino en Centro y Norte del Golfo de California*". IPN-CICIMAR, La Paz BCS, 59 p.

Thrush, S.F. & P.K. Dayton. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for marine biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst*., 33: 449–473.

Van Dolah, R.F., P.H. Wendt & M.V. Levisen. 1991. A study of the effects of shrimp trawling on benthic communities in two South Carolina sounds. *Fish. Res.*, 12: 139–156.

Watson, R.A., M.L.C. Dredge & D.G. Mayer. 1990, Spatial and seasonal variation in demersal trawl fauna associated with a prawn fishery on the Central Great Barrier reef, Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 41: 65-77.

Capítulo 25

Certificación pesquera en países en desarollo: tópicos recientes y perspectivas de implementación

Mónica Pérez-Ramírez

CIBNOR
Registro CONACYT 47574

Resumen

El programa de certificación y eco-etiquetado del Marine Stewardship Council (MSC) fomenta la pesca sustentable por medio de incentivos de mercado. Mundialmente, 132 pesquerías están certificadas MSC, incluyendo siete en países en desarrollo (Argentina, México, Sudáfrica y Vietnam). Este estudio presenta tres enfoques diferentes: global, regional (países en desarrollo, focus: América Latina) y local (Baja California Sur, México). Ofrece escenarios futuros de certificación considerando los modelos de crecimiento logístico y de difusión de Bass. Desde la perspectiva regional, analiza la implementación de la certificación MSC y los desafíos y oportunidades para los productores pesqueros. Finalmente, un estudio piloto evalúa si los consumidores en Baja California Sur estarían dispuestos a comprar productos certificados MSC. Con el modelo logístico, independientemente de la biomasa pesquera potencialmente certificable (K) esta alcanza el 90% de su valor en corto tiempo (r = 0.304). El modelo de difusión de Bass muestra que la demanda del mercado y los costos de certificación son los factores previniendo la certificación de más pesquerías. En América Latina, el mercado, la realidad político-social y la falta de información científica son elementos clave para participar en el programa MSC. Se relacionan beneficios no económicos con la obtención de la certificación. Para fomentar la incorporación de países en desarrollo en el programa MSC se sugiere la acreditación de más compañías evaluadoras. La encuesta indica que la eco-etiqueta MSC es desconocida entre los consumidores, pero 88% de la muestra (n = 317) simpatiza con la idea de comprar pescado certificado.

Palabras clave: certificación pesquera MSC, eco-etiquetado, beneficios no económicos, países en desarrollo

Fisheries certification in developing countries: recent issues and implementation perspectives

Abstract

The Marine Stewardship Council (MSC) certification and eco-labelling program is a market-based incentive program recognizing sustainable fisheries. It is currently the most widespread worldwide with 132 certified fisheries, including seven in developing countries (Argentina, Mexico, South Africa, and Vietnam). This study presents three different approaches: global, regional (developing countries, focus: Latin America), and local (Baja California Sur, Mexico). It offers future certification scenarios, considering the logistic growth model and the Bass diffusion model. From a regional perspective, it discusses the future of MSC certification in developing countries and sets out the challenges and opportunities for fish producers. Finally, a pilot survey measured consumer perception to establish whether consumers would be willing to buy MSC products in Mexico. The logistic model shows that regardless of the potentially certifiable fish biomass (K) it reaches 90% of its value in a short time (r = 0.304). According to the Bass diffusion model, the main factors influencing certification of additional fisheries are market demand and certification costs. It is proposed that market/political/social reality and lack of sufficient scientific knowledge will prove the key considerations for a more intense participation of fisheries in Latin America in the certification initiative. Because most fisheries in developing countries cannot meet the MSC standards or afford the certification process costs, it is suggested that there is a need for additional third-party assessing organizations. The survey results indicated that the MSC eco-label is unknown among consumers, but 88% of the sample (n = 317) was sympathetic to the idea of buying eco-labelled fish.

Keywords: MSC fisheries certification, seafood eco-labeling, non-economic benefits, developing countries

Introducción

Durante la década de 1990 surgieron programas de certificación de pesquerías y eco-etiquetado de productos pesqueros, los cuales son políticas de carácter independiente y privado. La certificación tiene como objetivo reconocer a las pesquerías cuya gestión está encaminada a evitar la sobreexplotación de recursos y el eco-etiquetado tiene como meta fomentar un mercado basado en la explotación sustentable. La certificación creada por el Consejo de Administración Marino (*Marine Stewardship Council*, MSC) es de participación voluntaria y actualmente, 132 pesquerías en el mundo están certificadas y 140 se encuentran en evaluación (MSC, 2011). El estándar MSC considera tres Principios: 1) la condición de la población explotada; 2) el impacto de la pesquería sobre el ecosistema y 3) el sistema de gestión (MSC, 2002).

El proceso de certificación es efectuado por una compañía independiente al MSC pero acreditada por éste y consta de dos fases: una pre-evaluación de carácter confidencial donde se determina el potencial de cumplir el estándar; si la pesquería acredita esta etapa, en la segunda fase es formalmente evaluada con el estándar MSC y el resultado es abierto para consulta pública. Si la pesquería obtiene la certificación (con vigencia de cinco años) debe cumplir una serie de recomendaciones y condiciones enfocadas en mejorar el manejo y mantener su estatus de certificación puesto que anualmente es auditada. Además, sus productos pueden exhibir una eco-etiqueta con el logotipo del MSC (pez azul). La eco-etiqueta permite diferenciar los productos en el mercado para que el consumidor ejerza poder de compra. Así, el vendedor y el producto eco-etiquetado tendrían ventajas comerciales sobre productos no eco-etiquetados, como acceso a nuevos mercados y aumento del valor del producto (Ward & Phillips, 2008).

El programa MSC goza de reputación mundial debido a su riguroso estándar y evaluación de tercera parte (Parkes *et al.*, 2010). El número de pesquerías certificadas ha crecido en los últimos años pero existe debate sobre la aplicación del programa en países en desarrollo y sus repercusiones. Los países en desarrollo producen cerca del 70% de la pesca mundial y destinan sus exportaciones a los principales bloques económicos (FAO, 2010). Dado que cadenas minoristas como

Wal-Mart y Carrefour han iniciado la distribución de productos eco-etiquetados MSC en la Unión Europea (UE) y Estados Unidos, la certificación MSC puede convertirse en una barrera comercial para productos pesqueros con acceso a nichos de mercado específicos (Pérez-Ramírez & Lluch-Cota, 2010).

Justificación

El objetivo de este trabajo es determinar si la certificación MSC puede ser un programa aplicable en países en desarrollo considerando las características de la pesca en estas naciones, el potencial de crecimiento del programa MSC y sus factores de influencia. Fueron explorados tres enfoques: 1) global, con la tendencia de certificación mundial como referencia de la aplicación actual del sistema MSC y el empleo de modelos logísticos de crecimiento y de difusión de Bass para proyectar escenarios futuros; 2) regional (países en desarrollo), considerando la experiencia MSC en América Latina y en contraste, las lecciones aprendidas en la pesquería de langosta de roca en Australia (certificada en 2000 y 2006). Además, se analizan las oportunidades y limitantes de implementación del programa MSC. 3) Local por medio de una encuesta de consumo aplicada en Baja California Sur para determinar si los consumidores estarían dispuestos a comprar productos MSC.

Material y métodos

Tendencia mundial de certificación y proyección de escenarios futuros

Las características de especie, producción, mercado y manejo de las pesquerías certificadas fueron registradas consultando los registros estadísticos de diversos países y de las administraciones pesqueras involucradas así como información oficial del MSC y FAO. El modelo exponencial (Ecuación 1) fue empleado para calcular la tasa observada de crecimiento (r) del programa MSC a partir de la biomasa pesquera certificada (expresada en toneladas, t) durante el periodo 2000-2010.

$$a^{*}e^{(rt)}$$ Ecuación 1

El valor *r* fue utilizado en el modelo logístico (Ecuación 2) propuesto por Quinn & Deriso (1999):

$$C_{est,t} = KCie^{rt} / K\text{-}Ci + Cie^{rt} \quad \text{Ecuación 2}$$

donde *Ci* es la biomasa al tiempo *t*; en este ejercicio *Ci* = 330,000 t que equivalen a la captura certificada MSC observada en el año 2000; *t* es el tiempo expresado en años; *K* es la capacidad de carga representada por la biomasa pesquera potencialmente certificable (millones de toneladas). En este ejercicio, *K* adquirió diferentes valores considerando datos de FAO (2009): captura pesquera mundial (90,0); captura pesquera excluyendo a China (75,1); captura pesquera marina (79,9) y captura pesquera marina excluyendo a China (67,2).

El modelo de difusión de Bass (Bass, 1969) es una variante del modelo logístico que aborda la adopción y la difusión de nuevos productos y/o tecnologías en el mercado. El modelo emplea tres variables para predecir el número de usuarios (*NT*) en el tiempo (*t*):

$$Nt = N_{t-1} + p(m - N_{t-1}) + q\, N_{t-1} / m\, (m - N_{t-1}) \quad \text{Ecuación 3}$$

donde *m* es el potencial de mercado, el número total de consumidores que eventualmente utilizará el producto; *p* y *q* son variables que representan la tasa de crecimiento bifurcada; *p* es el coeficiente de innovación (factores externos), la posibilidad que alguien que todavía no esté utilizando el producto comience a usarlo debido a su difusión en los medios u otros factores externos; *q* es el coeficiente de imitación (factores internos), la posibilidad que alguien que todavía no esté utilizando el producto comience a usarlo debido a la influencia de aquellos que ya lo usan. En este estudio, el número de usuarios en el tiempo *t* (*Nt*) es expresado en porcentaje de pesquerías. Los factores externos (E) comprendieron: 1) promoción del MSC; 2) reputación del MSC; 3) presión de intermediarios; 4) presión de ONGs; 5) presión del consumidor y 6) relación mercado gourmet/subsistencia. Los factores internos (I): 1) obtención de precio premium del producto; 2) prestigio conferido a la pesquería certificada y 3) costos de certificación bajo el supuesto que los costos por certificarse no deben ser mayores a los beneficios obtenidos. La Figura 1 ilustra la relación entre factores. Debido a la ausencia de información cuantitativa que permitiera ponderar los factores externos e internos, los valores fueron asignados con base en investigación documental, empleando una escala arbitraria de 0.1-1 para describir casos ejemplo.

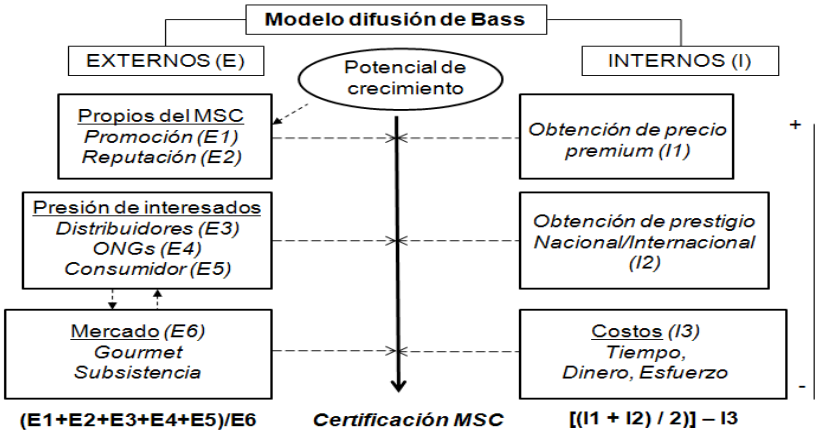

Figura 1. Factores considerados en la aplicación del modelo de difusión de Bass.

Lecciones aprendidas y oportunidades/limitantes de implementación de la certificación MSC

Se describe la experiencia de certificación MSC en América Latina con base en documentación y entrevistas semi estructuradas con representantes de diferentes sectores involucrados (industria, investigadores, autoridades pesqueras, ONGs y consultores en eco-etiquetado) en la certificación de langosta de roca en México y vieira Patagónica en Argentina. Las entrevistas se llevaron a cabo en México en 2009 y en Argentina en 2011. Además se incluyen opiniones sobre la certificación de la langosta de roca australiana recabadas en Abril-Mayo de 2009. Durante las entrevistas (n = 35) el objetivo del estudio fue explicado a los entrevistados y se tomaron notas con su consentimiento. Los tópicos tratados fueron historia de la pesquería, decisión y motivación para buscar la certificación, participación de organizaciones/instituciones, mercado, proceso de certificación y beneficios obtenidos.

Con base en lo mencionado por Richards (2005) (*lectura y enriquecimiento de registros*), durante la lectura y revisión de las entrevistas fueron adicionadas notas para identificar las ideas principales y compartidas entre los entrevistados. Los testimonios abordan dos temas de discusión: beneficios de la

certificación e inconvenientes del programa MSC. Por otro lado, diversos aspectos económicos y políticos relacionados con la productividad pesquera, el manejo pesquero y el comercio de pescado en países en desarrollo fueron documentados con la finalidad de establecer oportunidades y limitantes de implementación de la certificación MSC en dichas regiones.

Encuesta de consumo sobre pescado certificado y eco-etiquetado MSC

El objetivo es determinar el nivel de disposición de los consumidores en Baja California Sur para comprar pescado eco-etiquetado como sustentable. La hipótesis fue que debido al limitado conocimiento sobre el programa, un bajo porcentaje de consumidores estará dispuesto a comprar pescado eco-etiquetado. La encuesta fue de carácter anónimo y voluntario, constando de 15 preguntas.Los aspectos cubiertos fueron: A) preferencias de consumo de pescado; B) conocimiento sobre eco-etiquetas en alimentos; C) disposición para pagar más dinero por pescado etiquetado como sustentable y D) datos demográficos. La encuesta incluyó una definición de pescado sustentable para evitar la confusión del consumidor. Fue aplicada "cara a cara" a personas mayores de 18 años en cadenas de supermercados en San José del Cabo y Cabo San Lucas, en diferentes días de la semana y horas del día con el fin de maximizar la cobertura de los consumidores de diferentes segmentos. Para su aplicación, se contó con la autorización de los gerentes de tienda. Actualmente, la encuesta es efectuada en la ciudad de La Paz.

El tamaño de la muestra se determinó con el método muestreo aleatorio simple utilizando el tamaño de la población estatal (IFE, 2011) como universo y la fórmula de poblaciones infinitas (más de 100,000 personas):

$$n = Z^2 * p * q / e^2 \quad \text{Ecuación 4}$$

donde n es el tamaño de muestra; Z es el valor de probabilidad que corresponde a la distribución de Gauss, cuando $\alpha = 0.05$, $Z = 1.96$; p y q son las prevalencias de los parámetros a evaluar. Si el valor se desconoce como en este caso, $p = 0.5$; $q = 1-p$; e es el error esperado (0.05). El tamaño de la muestra fue 633 consumidores. Los resultados preliminares que se presentan incluyen al municipio de Los Cabos ($n = 317$) y fueron analizados con medidas de tendencia central y frecuencias.

Resultados y discusión

Tendencia mundial de certificación y proyección de escenarios futuros

Las 132 pesquerías certificadas representan el 9% de la captura total mundial. El 95% de ellas se ubican en países desarrollados: dominan el conteo Estados Unidos (23), Reino Unido (17), Canadá (15) y Noruega (10). El sesgo en la tendencia de certificación hacia los países desarrollados se relaciona con la presencia de organizaciones pesqueras con mayor impulso económico, tecnológico y de gestión en comparación con las organizaciones de países en desarrollo (Pérez-Ramírez *et al*., 2012a). Las principales características de las pesquerías certificadas son selectividad de especies objetivo, acceso limitado y generalmente esquemas de co-manejo. Sumado a esto, los requisitos de certificación MSC parecen favorecer a las pesquerías industriales bien reguladas que pueden financiar el extenso proceso de evaluación (Gulbrandsen, 2009). El grupo de especies denominadas pescado azul (salmón, sardina y atún) representa el 57% de la producción certificada y el grupo de pescados blancos (bacalao, merluza y abadejo), el 30% (Pérez-Ramírez *et al*., 2012a).

La tasa observada de crecimiento (r) del programa MSC fue 0.304 (R = 0.93). De acuerdo con el modelo logístico, la biomasa potencialmente certificable (K) será certificada en un lapso corto. Independientemente de K, esta alcanza el 90% de su valor en 15-18 años (Figura 2). Sin embargo, la tasa de crecimiento de MSC estará limitada por los factores considerados en el modelo de difusión de Bass (Figura 2). Donde en condiciones ideales, existe demanda del mercado, promoción del MSC y los costos de certificación son financiables para la industria pesquera. En estas circunstancias, inmediatamente todas las pesquerías (expresadas en porcentaje) estarían interesadas en obtener la certificación. El escenario en contra se caracteriza por ausencia de demanda del mercado y costos elevados de certificación. Un pequeño porcentaje está certificado y el programa no prospera a través del tiempo. Por último, las condiciones actuales, donde el mercado de certificados comienza a desarrollarse en la Unión Europea y los EUA, la certificación ofrece reconocimiento a nivel internacional pero los costos financieros son elevados.

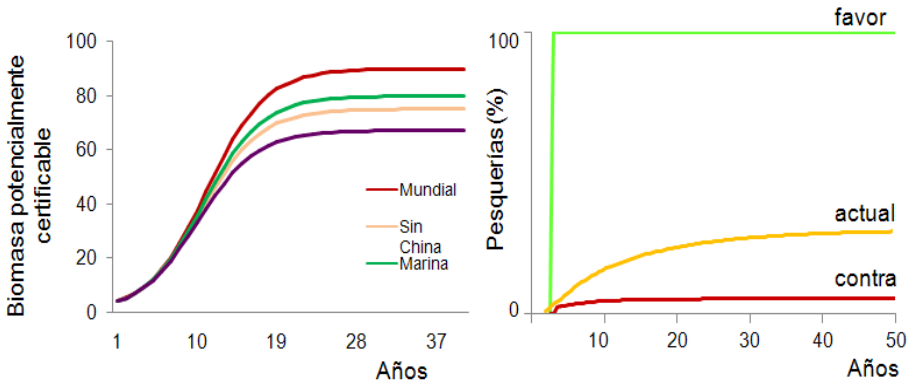

Figura 2. Escenarios de certificación. Izquierda: con base en el modelo logístico de crecimiento y diferente valor de *K* (r = 0.304). Derecha: con base en el modelo de difusión de Bass. En verde, condiciones ideales (mercado, promoción, costos de certificación accesibles). En rojo, panorama en contra (ausencia de demanda). En amarillo, condiciones actuales (mercado en expansión y costos de certificación altos).

Consideraciones sobre el comportamiento de factores externos

La promoción (E1) llevada a cabo por el MSC ha sido mínima (Ward & Phillips, 2008). La reputación del MSC (E2) se considera alta porque goza de credibilidad y aceptación por parte de ONGs, distribuidores y pesquerías (Parkes *et al.*, 2010). Se espera mayor promoción de la certificación por parte del MSC en América Latina y Asia donde en los últimos dos años, se han establecido oficinas regionales. La certificación del MSC ofrece un mecanismo para que el sector privado desempeñe un mayor papel en la promoción de la pesca sustentable (Leadbitter *et al.*, 2006). De tal forma, la presión de distribuidores (E3) aumentará cuando un mayor número de minoristas solicite la certificación a sus proveedores como política de compra. Por un lado, los minoristas darán a conocer el programa MSC entre los consumidores fomentando la compra de productos eco-etiquetados sobre los no etiquetados, pero los minoristas podrían restringir el acceso al mercado. Si la certificación MSC pasa de incentivo de mercado (ingresos adicionales) a sistema de control de mando (condicionante de mercado), esta conversión será determinada por los intereses de la cadena de distribución no por los del programa de certificación.

El factor E4, presión de ONGs, se comporta de dos maneras: 1) las ONGs otorgan financiamiento para certificar pesquerías que no puede cubrir los costos y 2) promocionan el consumo de productos pesqueros certificados por medio de campañas dirigidas a distribuidores y consumidores (Parkes *et al*., 2010). Es factible que la presión de ONGs aumentará en los próximos años, influyendo para que la industria y los gobiernos adopten prácticas de pesca sustentables (Oosterveer, 2008). Por otro lado, se ha informado falta de conocimiento e interés de los consumidores (factor E5) para comprar productos certificados MSC (Johnston *et al*., 2001; Kaiser & Edwards-Jones, 2006) por lo que se sugieren campañas de educación (Jaffry *et al*., 2004; Brécard *et al*., 2009). En el escenario actual (Figura 2), a nivel mundial el consumidor final mantiene un perfil pasivo en la creación de demanda de productos certificados MSC.

El último factor externo, relación mercado gourmet / subsistencia (E6), considera el panorama futuro FAO (2010) donde el consumo per cápita de pescado aumenta en los países en desarrollo y el comercio de pescado se efectúa en gran medida en estas regiones. La consecuencia del incremento del comercio de pescado en naciones en desarrollo podría devenir en comercio local enfocado a la subsistencia más que a comercio de exportación enfocado en calidad (gourmet). De tal manera, si el mercado subsistencia aumenta, la posibilidad de que los productos certificados obtengan precio premium disminuye. Pero si el mercado gourmet está presente, pueden generarse incentivos para que más pesquerías se integren al programa MSC (Figura 2, escenario ideal). Bajo este panorama, las cadenas minoristas que en las últimas 2 décadas se han expandido en países en desarrollo (Reardon *et al*., 2004), podrían direccionar el patrón de adopción de la certificación MSC, solicitando la eco-etiqueta a productores locales para acceder a mercados locales.

Consideraciones sobre el comportamiento de factores internos

Después de la certificación, es poco probable que se presente el precio premium (I1) en los productos certificados porque el precio del pescado está relacionado con la oferta y la demanda a nivel mundial, y con elementos económicos, políticos y de consumo a nivel particular (Pinnegar *et al*., 2006). Sin embargo, beneficios de mercado después de la certificación han sido reportados en las pesquerías

de abadejo y salmón en Alaska y en la pesquería de merluza en Nueva Zelanda (Aalders *et al.*, 2003; Gilmore, 2008). La obtención de la certificación MSC se ha asociado con la generación de prestigio internacional (I2) tanto para las pesquerías como para las instituciones de manejo (Chaffee, 2003; Rogers *et al.*, 2003; Agnew, 2008; Pérez-Ramírez *et al.*, 2012b). En países en desarrollo, se ha reportado que el prestigio de la certificación puede conferirle a la industria una posición negociadora más fuerte ante los gobiernos y partes interesadas, como ONGs e incluso otras administraciones con las que establecen competencia por los recursos (Ponte, 2008; Pérez-Ramírez *et al.*, 2012c). El tema se retoma más adelante.

La obtención de precio premium y prestigio como resultado de la certificación son factores que funcionan en el mismo sentido: si están presentes, son incentivos para que más pesquerías participen en el programa MSC, siendo mayor el (los) beneficio(s) obtenido(s) que los costos por certificarse. En el escenario actual de certificación (Figura 2), existe obtención de prestigio pero no precio premium. Finalmente, el costo financiero asociado con el proceso de certificación (I3) es considerado un impedimento para la participación de más pesquerías, específicamente de pequeña escala y con bajos márgenes de ganancias (Ponte, 2008; Pérez-Ramírez *et al.*, 2012a). Por otro lado, el costo de contratación de una empresa certificadora para conducir el proceso de certificación ha sido criticado porque el número de empresas acreditadas por el MSC es limitado y no fomenta la competencia (Ward & Phillips, 2008). Además, para efectuar mejoras en el manejo y mantener el estatus de certificación, se requiere inversión de tiempo/dinero/esfuerzo por parte de la industria pesquera. En este escenario, y dado que el proceso de certificación es imperfecto, las pesquerías optarán por buscar la certificación, sólo si los costos asociados son financiables.

Lecciones aprendidas y oportunidades/limitantes de implementación de la certificación MSC

La experiencia de certificación MSC en América Latina ofrece dos escenarios contrastantes considerando las características de las pesquerías (langosta de roca artesanal/organización social/pesca de tradición –vs– vieira Patagónica industrial/organización comercial/historia reciente), la motivación y los beneficios obtenidos

con la certificación. En ambas, el establecimiento de cuotas y demás instrumentos de manejo diseñados e implementados por la autoridad correspondiente (Tabla 1), el desarrollo de investigación pesquera y el compromiso de los administradores, trabajan de manera conjunta para cumplir el estándar MSC.

En México, la Federación Regional de Sociedades Cooperativas de la Industria Pesquera (FEDECOOP) administradora de la pesquería de langosta de roca certificada MSC ha gestionado apoyos gubernamentales con el argumento de continuar el manejo adecuado y mantener el estatus de certificación. FEDECOOP destina el 90% de su producción al mercado asiático y no se reportan beneficios de mercado post-certificación (Phillips *et al*., 2008). Cabe mencionar que la pesquería de langosta espinosa del Caribe Mexicano se encuentra en proceso de evaluación MSC. En caso de obtener la certificación, las dos principales pesquerías de langosta y las instituciones de manejo se beneficiarían con el reconocimiento internacional a su esquema de gestión. Esto podría promover el programa del MSC como accesible en términos de costo y tiempo para la pesca basada en la comunidad (Pérez-Ramírez, 2011).

En Argentina Glaciar Pesquera, la compañía que explota la vieira Patagónica certificada, exporta 80% de su producción al mercado francés. Los productos de Glaciar Pesquera portan la eco-etiqueta MSC y son diferenciados de productos similares provenientes de pesquerías no certificadas, cumpliendo con la teoría del programa de certificación. Debe considerarse que el mercado francés en general presenta alto nivel de aceptación de productos eco-etiquetados (Brécard *et al*., 2009) lo que puede favorecer la preferencia de distribuidores por productos pesqueros de esta índole. Así, la vieira Patagónica ha consolidado su posición en el mercado francés, aunque otros factores influyeron en dicho resultado debido a la complejidad del comercio (Pérez-Ramírez *et al*., 2012b). Otro beneficio asociado con la certificación es la catalización de investigación en temas poblacionales. Además, la certificación podría dar estabilidad en el manejo pesquero ante cambios político-administrativos-legales al interior de las autoridades argentinas.

Pérez-Ramírez & Lluch-Cota (2010) mencionan el empleo de la certificación MSC como herramienta política o de negociación dependiente de la realidad

Tabla 1. Características de las pesquerías certificadas en América Latina (MSC, 2011).

Pesquería y especie	Administrador	Método de pesca y captura (t / año)	Manejo	Mercado
Langosta de roca, México (*Panulirus interruptus*)	FEDECOOP	Trampas 1,500	CONAPESCA, INAPESCA y FEDECOOP Talla mínima de captura, temporada de veda, protección a hembras. Esfuerzo pesquero $3x10^6$ trampas por temporada	China, Hong Kong, Taiwán
Vieira Patagónica, Argentina (*Zygochlamys patagonica*)	Glaciar Pesquera SA	Arrastre bentónico 42,000	SSPyA y CFP Talla mínima de captura, áreas de exclusión, ITQs. Esfuerzo pesquero 2 compañías, 4 barcos	Francia
Sardina del Golfo de California, México* (*Sardinops sagax*)	CANAIPESCA	Red de cerco 500,000 (temporada 2009/2010)	CONAPESCA e INAPESCA Talla mínima de captura, temporada y zonas de veda, permisos de pesca, control del número de barcos	México
Anchoita, Argentina* (*Engraulis anchoita*)	Delicias SA y Centauro SA	Arrastre pelágico 3,500	SSPyA y CFP Talla mínima de captura, TACs, 2 unidades de manejo	España

* = certificadas en 2011, no consideradas en este estudio; FEDECOOP = Federación Regional de Sociedades Cooperativas de la Industria Pesquera; CANAIPESCA = Cámara Nacional de la Industria Pesquera, Delegación Sonora; CONAPESCA = Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca; INAPESCA = Instituto Nacional de la Pesca; SSPyA = Sub-secretaría de Pesca y Acuacultura; CFP = Consejo Federal Pesquero.

social/político/comercial en la que se desenvuelve la pesquería. FEDECOOP está negociando la re-concesión del recurso con las autoridades pesqueras mexicanas. Glaciar Pesquera podría gestionar con las autoridades argentinas la no inclusión de nuevas compañías explotadoras de vieira Patagónica. Situación similar ocurre con la industria de sardina en el Golfo de California (CANAIPESCA) certificada MSC en 2011 (Tabla 1) mientras que, las cooperativas del Caribe Mexicano, consideran que la obtención de la certificación les permitirá negociar apoyos gubernamentales.

En Sudáfrica, se ha reportado que la empresa certificada SADSTIA (*South African Deep-Sea Trawling Industry Association*) ha evitado la redistribución de cuotas en beneficio del sector palangrero (Ponte, 2008). Sin embargo, a medida que más pesquerías reciban la certificación, los beneficios no económicos como el poder político, pueden disminuir (Pérez-Ramírez *et al*., 2012a).

De acuerdo con los representantes de diferentes sectores involucrados, en Argentina el principal motivo para buscar la certificación es mantener el mercado, pero la motivación política fue señalada en las pesquerías de langosta de roca en Australia y México. Los entrevistados coincidieron en que el estándar MSC es riguroso y genera credibilidad entre las partes interesadas (industria pesquera, gobierno, mercado, investigadores). Las lecciones aprendidas en la pesquería de langosta de roca en Australia señalan como beneficios post-certificación: 1) obtención de prestigio internacional y mejoramiento de la imagen de la pesquería; la pesquería es referencia mundial al ser la primera certificada MSC. 2) Uso de la certificación como herramienta de negociación para rechazar la instauración de un Área Marina Protegida en la zona de pesca de langosta de roca y 3) concientización de los pescadores sobre la pesca sustentable.

Los inconvenientes del programa MSC son: 1) costo de la certificación, el cual incrementa en función de las mejoras de manejo sugeridas por la certificación (Rhys Brown, Gobierno de Australia, *com. pers*.); 2) normas rigurosas, algunos entrevistados consideraron que el estándar MSC restringe la participación de pesquerías en países en desarrollo, las cuales enfrentan retos tecnológicos y de investigación. No obstante, el programa de certificación es universal y el estándar debe ser el mismo para todos los países. 3) Falta de promoción de la certificación MSC y campañas de marketing (Greg Hart, Wild Oceans, *com pers*.; Trevor Ward, University of Western Australia, *com pers*.). En la actualidad, esta promoción se lleva a cabo por ONGs y minoristas (véase modelo de difusión de Bass). 4) Falta de conocimiento sobre el programa del MSC, relacionado con el punto anterior, existe desconocimiento por parte de la industria pesquera y los gobiernos de algunos países (con excepción de la UE, EUA y Nueva Zelanda); esta tendencia no ha cambiado en diez años de la creación del programa MSC. 5) La eco-etiqueta MSC no guarda relación con algún concepto familiar para el consumidor (Greg Hart, Wild Oceans, *com pers*.).

El análisis de percepción de las partes interesadas en el programa MSC en Argentina encontró que los empresarios pesqueros están impulsando la certificación para mantener sus mercados actuales y a partir de la evaluación del recurso, tomar decisiones a corto y largo plazo orientadas en la rentabilidad de la industria. Si bien la certificación MSC no está explícitamente incluida en los planes de gestión del estado argentino, existen casos especificos que generan condiciones para la mayor inclusión de pesquerías. Estos se basan en la participación de abajo hacia arriba (*bottom-up*) y la vinculación activa entre los sectores involucrados. Se sugiere la necesidad de que el estado implemente una política de certificación con el fin de mantener el acceso a los principales mercados para la pesca comercial. Para los investigadores pesqueros, contar con la información necesaria para evaluar el Principio 2 es el principal inconveniente para que más pesquerías argentinas cumplan el estándar MSC (Pérez-Ramírez *et al*., 2012b).

Entre las oportunidades para implementar el sistema MSC en países en desarrollo se encuentran: 1) diversos casos de gobernabilidad en los principales productores de pescado (China, Chile, Argentina) (Smith *et al*., 2010). 2) Para evaluar pesquerías con datos deficientes, el MSC ha desarrollado la metodología análisis de riesgo (MSC, 2008). 3) La certificación MSC puede funcionar como mecanismo para que las administraciones pesqueras en los países en desarrollo accedan o mantengan mercados internacionales donde la pesca industrial es candidata a certificarse dependiendo de sus características de recursos explotados (sí son especies demandadas y de alto valor comercial) y mercado (local o exportación). 4) Nichos de mercado para especies de pescados blancos.

Por otra parte, las limitantes de implementación son: 1) el régimen de acceso abierto imperante en la mayoría de las regiones en desarrollo, ya que sólo las administraciones que tienen derechos de propiedad sobre los recursos pueden participar en el programa MSC (Kaiser & Edwards-Jones, 2006); 2) los mercados locales de pescado tienen poco o ningún interés en productos certificados. Asia, el mayor consumidor mundial de pescado, no ha mostrado interés en el programa del MSC (Potts & Haward, 2007) y 3) la demanda por productos certificados se ha enfocado en especies que no son las principales pesquerías en países en desarrollo (FAO, 2010).

Debido a lo anterior, las diferencias políticas y comerciales entre bloques económicos podrían evitar la implementación del programa MSC en países en desarrollo. Sin embargo, hay excepciones. Siete pesquerías han sido certificadas en Argentina (2), México (2), Sudáfrica (2), Vietnam (1) y al menos once están en evaluación. La iniciativa de certificación MSC necesita la participación activa del estado (Ward & Phillips, 2008; Gulbrandsen, 2009; Pérez-Ramírez *et al*., 2012a), para que esto suceda, los gobiernos de los países en desarrollo deben entender qué es la certificación. La experiencia adquirida en América Latina muestra que la participación del gobierno durante el proceso de certificación fue mínima, pero los instrumentos de estado en materia de regulación pesquera fueron esenciales para las pesquerías que cumplieron el estándar MSC (Pérez-Ramírez *et al*., 2012c). Hoy en día existe preocupación por los esfuerzos privados para evaluar el régimen nacional de pesca. Esto considerando la repercusión del eco-etiquetado libre de delfín (*dolphin safe*) (Brown, 2005) pero debe notarse que la certificación MSC no afecta a la soberanía nacional.

Finalmente, el MSC como una organización relativamente joven, debe buscar alternativas para certificar pesquerías en países en desarrollo comprendiendo los diferentes objetivos entre los administradores pesqueros, pero sin reducir su estándar de evaluación. En este camino, podría acreditar a más empresas certificadoras (actualmente son 9 en el mundo) para fomentar la competencia justa entre estas y eliminar posibles barreras de idioma. En cuanto al mercado, ya se ha señalado que la certificación MSC está siendo conducida por intermediarios (procesadores y minoristas) en varios países desarrollados. Algunas naciones en desarrollo (*p. ej*. Argentina y Chile) suelen depender de la exportación y carecer de diversificación de mercados (Thorpe & Bennett, 2001). Por ello, la industria pesquera debe efectuar estudios de mercado para detectar si la certificación será necesaria y contar con la capacidad administrativa, económica y de pesca sustentable que demanda el estándar o bien, diversificar los canales de distribución.

Encuesta de consumo sobre pescado certificado y eco-etiquetado MSC

Los resultados preliminares de la muestra Los Cabos (n = 317) indican que 36% de los encuestados consumen pescado más de dos veces por semana (proporción sexual: hombres 51%, mujeres 49%). La presentación preferida es pescado fresco

(87%). Un mínimo porcentaje de consumidores compra pescado importado (14.54%). El factor más importante al momento de comprar pescado es frescura (50.92%), seguido por sabor (21.81%), ingesta de proteínas (20%) y por último, precio (7.27%). Al menos 40% de los consumidores conoce la existencia de las eco-etiquetas producto orgánico en café, hortalizas, etc. y la libre de delfín que aparece en las latas de atún. La eco-etiqueta MSC es desconocida (Figura 3a) porque en México aún no se distribuyen productos que la porten.

Un alto porcentaje de los consumidores estarían dispuestos a comprar pescado eco-etiquetado como sustentable (Figura 3b), este resultado debe tomarse en la dimensión adecuada, porque involucra una emoción por parte del consumidor. Se ha reportado que la decisión de compra es influenciada por el conocimiento y características del producto pero también por el comportamiento y la idiosincrasia del consumidor (Valor, 2008). En este estudio, debe considerarse que los encuestados pudieron sentir la presión de buscar una respuesta ética, una desventaja del método cara a cara (Erwann, 2009). La mayoría de los consumidores (92.7%) estarían dispuestos a pagar precio premium por pescado eco-etiquetado como sustentable, en un intervalo entre el 1 y 10% respecto al costo actual de pescado (Figura 3c). Debe mencionarse que en Los Cabos el precio promedio de un kilo de pescado es de USD $ 5 hasta USD $ 7.50 y la disposición a pagar precio premium puede estar relacionada con el valor comercial de los productos (Goyert *et al*., 2010), con el nivel educativo e ingresos. En nivel educativo, 40% de los consumidores cuenta con preparatoria y 34% con universidad. El nivel de ingresos es mayor a 11,500 mil pesos mensuales para el 41.82%.

Los estudios de consumo sobre eco-etiquetado pesquero en Estados Unidos, Noruega y Reino Unido indican que el impacto de los sistemas de eco-etiquetado está condicionado por las especies, la región geográfica (costa o continental), las características de los consumidores (sexo, nivel educativo, capacidad económica) y la reputación de los organismos de certificación (Johnston *et al*., 2001; Jaffry *et al*., 2004). Los Cabos al ser una zona costera donde el consumo per cápita de pescado es mayor al promedio nacional de 11-13 Kg/año (FAO, 2010), los precios promedio de pescado y las características de los consumidores encuestados explican los resultados observados, pero aún es necesario concluir el análisis.

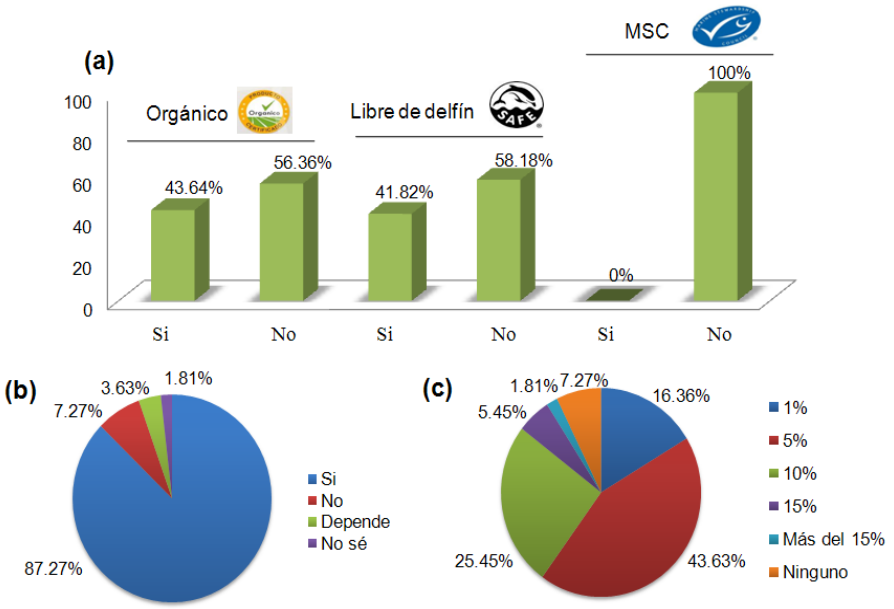

Figura 3. Resultados preliminares de la encuesta de consumo sobre pescado certificado y eco-etiquetado MSC donde a = conocimiento acerca de eco-etiquetas en productos primarios; b = disposición para comprar pescado eco-etiquetado y c = disposición para pagar mayor precio por pescado eco-etiquetado como sustentable.

Como consideraciones finales, a pesar de que el proceso de certificación es abierto a escrutinio público, ha recibido varias críticas detractoras, siendo necesario el desarrollo de un mecanismo de control riguroso para garantizar que las empresas certificadoras cumplan con el proceso de certificación de una manera objetiva y ajena a intereses comerciales o de cualquier índole. La certificación no es el único camino hacia la pesca sustentable, pero es una política de moda que podría convertirse en una estrategia de marketing gracias al papel desempeñado por los intermediarios siendo necesario definir la participación del consumidor como agente de cambio en la explotación de los recursos pesqueros.

Referencias

Aalders, E., J. Akroyd & T. Ward. 2003. Case study 4: The New Zealand hoki. The fishery, 145–153. En: Phillips, B., T. Ward & C. Chaffee (Eds.) *Eco-labelling in Fisheries. What Is It All About?* Blackwell Science, Londres, 208 p.

Agnew, D. 2008. Case study 1: Toothfish an MSC certified fishery, 247–258. En: Ward, T. & B. Phillips (Eds.) *Seafood Ecolabelling. Principles and Practice*. Wiley-Blackwell, Oxford, 472 p.

Bass, F.M. 1969. A new product growth for model consumer durables. *Manage. Sci.*, 16: 215–227.

Brécard, D., B. Hlaimi, S. Lucas, Y. Perraudeau & F. Salladarré. 2009. Determinants of demand for green products: An application to eco-label demand for fish in Europe. *Ecol. Econ.*, 69: 115–125.

Brown, J. 2005. An account of the dolphin-safe tuna issue in the UK. *Mar. Pol.*, 29: 39–46.

Chaffee, C. 2003. Case study 2: The Alaska salmon. The commercial fisheries, 120–128. En: Phillips, B., T. Ward & C. Chaffee (Eds.) *Eco-labelling in Fisheries. What Is It All About?* Blackwell Science, Londres, 208 p.

Erwann, C. 2009. Eco-labelling: A new deal for a more durable fishery management? *Ocean & Coastal Manage.*, 52: 250–257.

FAO. 2009. *FAO Yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics.* Food and Agriculture Organization, Roma, 72 p.

FAO. 2010. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2008*. Food and Agriculture Organization, Roma, 162 p.

Gilmore, J. 2008. Case study 3: MSC certification of the Alaska pollock fishery, 269–286. En: Ward, T. & B. Phillips (Eds.) *Seafood Ecolabelling. Principles and Practice*. Wiley-Blackwell, Oxford, 472 p.

Goyert, W., R. Sagarin & J. Annala. 2010. The promise and pitfalls of Marine Stewardship Council certification: Maine lobster as a case study. *Mar. Pol.*, 34: 1103–1109.

Gulbrandsen, L.H. 2009. The emergence and effectiveness of the Marine Stewardship Council. *Mar. Pol.*, 33: 654–660.

IFE. 2011. Lista nominal. Instituto Federal Electoral. Consultado el 13 de Marzo de 2011. http://listanominal.ife.org.mx/ubicamodulo/PHP/int_est_edo.php?edo=3#

Jaffry, S., H. Pickering, Y. Ghulam, D. Whitmarsh & P. Wattage. 2004. Consumer choices for quality and sustainability labelled seafood products in the UK. *Food Pol.*, 29: 215–228.

Johnston, R.J., C.R. Wessells, H. Donath & F. Asche. 2001. Measuring consumer preferences for ecolabeled seafood: an international comparison. *J. Agric. Res. Econo.*, 26: 20–39.

Kaiser, M.J. & G. Edwards-Jones. 2006. The role of ecolabeling in fisheries management and conservation. *Conserv. Biol.*, 20: 392–398.

Leadbitter, D., G. Gomez & F. McGilvray. 2006. Sustainable fisheries and the East Asian seas: can the private sector play a role? *Ocean & Coastal Manage.*, 49: 662–675.

MSC. 2002. *Principles and Criteria for Sustainable Fishing MSC.* Marine Stewardship Council, Londres, 6 p.

MSC. 2008. Methodologies. Consultado el 20 de Agosto de 2008. http://www.msc.org/about-us/standards/methodologies

MSC. 2011. Certified fisheries. Consultado el 27 de Agosto de 2011. http://www.msc.org/track-a-fishery/certified

Oosterveer, P. 2008. Governing global fish provisioning: ownership and management of marine resources. *Ocean & Coastal Manage.*, 51: 797–805.

Parkes, G., J.A. Young, S.F. Walmsley, R. Abel, J. Harman, P. Horvat, A. Lem, A. MacFarlane, M. Mens & C. Nolan. 2010. Behind the signs – a global review of fish sustainability information schemes. *Rev. Fish. Sci.*, 18: 344–356.

Pérez-Ramírez, M. 2011. The artisanal lobster fishery in Mexico. *The Lobster Newsletter*, 24: 11–14.

Pérez-Ramírez, M. & S. Lluch-Cota. 2010. Fisheries certification in Latin America: Recent issues and perspectives. *Interciencia*, 35: 855–861.

Pérez-Ramírez, M., B. Phillips, D. Lluch-Belda & S. Lluch-Cota. 2012a. Perspectives for implementing fisheries certification in developing countries. *Mar. Pol.*, 36: 297–302.

Pérez-Ramírez, M., S. Lluch-Cota & M. Lasta. 2012b. MSC certification in

Argentina: Stakeholders' perceptions and lessons learned. *Mar. Pol.,* 36: 1182–1187.

Pérez-Ramírez, M., G. Ponce-Díaz & S. Lluch-Cota. 2012c. The role of MSC certification in the empowerment of fishing cooperatives in Mexico: The case of red rock lobster co-managed fishery. *Ocean & Coast. Manage*., 63: 24–29.

Phillips, B., L. Bourillón & M. Ramade. 2008. Case study 2: The Baja California, Mexico, lobster fishery, 259–268. En: Ward, T. & B. Phillips (Eds.) *Seafood Ecolabelling. Principles and Practice*. Wiley-Blackwell, Oxford, 472 p.

Pinnegar, J.K., T.P. Hutton & V. Placenti. 2006. What relative seafood prices can tell us about the status of stocks. *Fish and Fisheries*, 7: 219–226.

Ponte, S. 2008. Greener than thou: the political economy of fish ecolabeling and its local manifestations in South Africa. *World Develop.*, 36: 159–175.

Potts, T. & M. Haward. 2007. International trade, eco-labelling, and sustainable fisheries-recent issues, concepts and practices. *Environ. Dev. Sust.*, 9: 91–106.

Quinn, T.J. & R.B. Deriso. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University, Nueva York, 542 p.

Richards, L. 2005. *Handling Qualitative Data: A Practical Guide*. Sage Publications, California, 232 p.

Reardon, T., P. Timmer & J. Berdegue. 2004. The rapid rise of supermarkets in developing countries: induced organizational, institutional, and technological change in agrifood systems. *eJADE,* 1: 168–183.

Rogers, P., R. Gould & B. McCallum. 2003. Case study 1: The western rock lobster. What certification has meant to the Department of Fisheries and the Industry, 103–108. En: Phillips, B., T. Ward & C. Chaffee (Eds.) *Eco-labelling in Fisheries. What Is It All About?* Blackwell Science, Londres, 208 p.

Smith, M.D., C.A. Roheim, L.B. Crowder, B.S. Halpern, M. Turnipseed, J.L. Anderson, F. Asche, L. Bourillón, A.G. Guttormsen, A. Khan, L.A. Liguori, A. McNevin, M.I. O'Connor, D. Squires, P. Tyedmers, C. Brownstein, K. Carden, D.H. Klinger, R. Sagarin & K.A. Selkoe. 2010. Sustainability and global seafood. *Science*, 327: 784–786.

Thorpe, A. & E. Bennett. 2001. Globalisation and the sustainability of world fisheries: A view from Latin America. *Mar. Res. Econ.*, 16: 143–164.

Valor, C. 2008. Can consumers buy responsibly? Analysis and solutions for market

failures. *J. Consum. Pol.*, 31: 315–326.

Ward, T. & B. Phillips. 2008. Anecdotes and lessons of a decade, 416–435. En: Ward, T. & B. Phillips (Eds.) *Seafood Ecolabelling. Principles and Practice*. Wiley-Blackwell, Oxford, 472 p.