

ACTA PESQUERA



Revista de la Unidad Académica
Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT

Universidad Autónoma de Nayarit

Directorio

Mtro. Jorge Ignacio Peña González
Rector

Mtro. José Ángel González Rodríguez
Secretario de Rectoría

Lic. Magaly Sánchez Medina
Dirección Editorial

Dr. Saúl Hernán Aguilar Orozco
Coordinador del Área Biológico Agropecuaria y Pesquera

Dr. Javier Marcial de Jesús Ruíz Velazco Arce
Director de la Unidad Académica de Ingeniería Pesquera

ACTA PESQUERA, Año 3, No. 6, Julio – Diciembre de 2017, Publicación semestral editada por la Universidad Autónoma de Nayarit. Ciudad de la Cultura “Amado Nervo”, Tepic, Nayarit, México. C. P. 63155. Correo electrónico: actapesquera@gmail.com, Director/Editor Dr. José Trinidad Ulloa Ibarra. Número de reserva de derechos al uso exclusivo 04 - 215 - 012609390000 - 102 otorgada por el INDAUTOR. ISSN: 2395-8944. Impresa en el Taller de Artes Gráficas de la UAN. Ciudad de la Cultura “Amado Nervo” C. P. 63190. Tepic, Nayarit, México.

Los contenidos firmados son responsabilidad de los autores. Se autoriza la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes, siempre y cuando se cite la fuente y no sea con fines de lucro.

Acta Pesquera

Comité Editorial

Dr. Guillermo Compean. Director del CIAT Comisión Interamericana del atún tropical.

Dr. Luis Galán Wong. Universidad Autónoma de Nuevo León.

Dra. Mariana Fernández Facultad de ciencias de la UNAM

Dr. Javier de la Garza. CIEES

Dr. Fabio Germán Cupul Magaña. CUC U de G

Dr. Libertad Leal Lozano. Facultad de Ciencias Biológicas UANL.

Dra. Gilda Velásquez Portillo SAGARPA CONAPESCA

Dra. Guadalupe de la Lanza Espino Instituto de Biología UNAM

Dra. Teresa Rayno Trujillo Instituto de Geografía de la UNAM

Dr. Fernando Jiménez Guzmán Facultad de Ciencias Biológicas UANL

Dr. Mario Oliva S. Universidad de la Habana Cuba

Dr. Arturo Ruiz Luna. CIAD

Dr. Adrián Arredondo Álvarez. Secretario de Medio Ambiente del C.E.N. del P.R.I.

Dr. Juan Luis Cifuentes Lemus. CUC. U de G.

Directorio de la Revista

Dr. José Trinidad Ulloa Ibarra

Director / Editor

Dr. Javier Marcial de Jesús Ruíz Velazco Arce

Subdirector

Dr. Juan Luis Cifuentes Lemus

Coeditor

Dr. Oscar Iram Zavala Leal

Coordinador Científico

Dr. Sergio Gustavo Castillo Vargasmachuca

Coordinador de Contenido

M.C. Aurelio Benítez Valle

Editor Ejecutivo

M.C. Elsa García de Dios

Coordinadora de Edición

LDI Gabriela Ulloa García

Coordinadora de Diseño Grafico

Contenido

		Pág.
1	Editorial	0
2	Huella ecológica marina de las pesquerías en la costa de Nayarit	Myrna Leticia Bravo Olivas, Jocelin Gissel González Cedano, Karen Yareth López Álvarez 1
3	Diversidad específica de pelágicos mayores por efecto del huracán "Linda" al noroeste del Golfo de Úlloa, Baja California Sur, México.	Carlos Javier Godínez Padilla, Rafael Hernández Guzmán y José Leonardo Castillo Géniz 12
4	Variación espacio-temporal de los que- tognatos de Bahía de Banderas durante un ciclo anual	Julia Alexandra González Padilla, María del Carmen Navarro- Rodríguez, Luis Fernando Gonzá- lez Guevara y Ramiro Flores- Vargas 21
5	Variación estacional de los principales grupos zooplanctónicos y parámetros físicos del área natural protegida lagu- na Barra de Navidad, Jalisco.	Ramiro Flores-Vargas, María del Carmen Navarro-Rodríguez, Luis Fernando González Guevara y Mi- rella Saucedo Lozano 34
6	Tratamiento del modelo de Richards	José Trinidad Ulloa Ibarra, Fernan- do Grijalva Díaz, Jaime Arrieta Vera, María Inés Ortega Arcega 51
7	Efecto de los cambios ambientales de la temperatura y oxígeno disuelto en la producción semi-intensiva de camarón <i>Litopenaeus vannamei</i>	Jorge Arturo García Parra, Javier M.J. Ruiz-Velazco, Domínguez- Ojeda Delia, Nieto-Navarro José T, López-Sánchez José A. 60
8	La UMA Reptilario Cipactli: 18 años de Educación Ambiental	Pablo Simitrius Hernández Hurta- do; Helios Hernández Hurtado y Leslie María Cruz Muñoz 76
9	A los autores	Comité Editorial 84

ACTA PESQUERA

La huella ecológica es un indicador de sustentabilidad que proporciona un marco de referencia para el análisis de la demanda humana de bioproductividad. Aplicado inicialmente a territorios, está logrando recientemente una notable difusión como indicador aplicable a empresas y, en general, a organizaciones., Myrna Leticia Bravo y sus colegas nos hace un acercamiento al este importante indicador en lo referido a las pesquerías. Contamos con la colaboración de Carlos Javier Godínez y Rafael Guzmán es alumnos de la Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera quienes nos presentan su estudio sobre la diversidad específica de pelágicos mayores por efecto del huracán "Linda". Por su parte el equipo de María del Carmen Navarro nos presenta el tema de la variación espacio temporal de Quetognatos y de grupos zoo plantónicos investigaciones que contribuyen a conocimiento de estos organismos ya que La biomasa zooplanctónica ha sido ampliamente reconocida como un importante indicador para estimar la variabilidad de la producción secundaria.

La temperatura óptima de crecimiento aumenta, a medida que la especie está más adaptada a aguas más cálidas y viceversa. El mismo efecto acontece con la ración de alimento. Algunos investigadores sostienen que el incremento de la temperatura en los cuerpos de agua, hace dificultosa la solubilidad del oxígeno en el agua. Además, aumenta el metabolismo y en consecuencia aumenta el apetito hasta un cierto punto a partir del cual este cesa. La ración máxima aumenta de forma logarítmica, la ración óptima de forma lineal y excepto para bajas temperaturas, la ración de mantenimiento aumenta exponencialmente con el aumento de la temperatura. Asimismo, la energía disponible para el crecimiento resulta de la diferencia entre la ración máxima y la de mantenimiento, dentro del rango tolerable de temperaturas. A bajas temperaturas, la demanda de la ración de mantenimiento se reduce, permitiendo que una

fracción mayor de la ración disponible se convierta en crecimiento, sin embargo, la apetencia disminuye, debido a este menor requerimiento energético; el equipo de Javier Marcial de Jesús Ruíz no presentan detalles de los factores temperatura y oxígeno disuelto en la producción semi intensiva de camarón Finalizamos con la aportación de los investigadores del reptilario Cipactli quienes presentan el trabajo de educación sobre la naturaleza el cual es un tema en auge y muy de moda, debido a la creciente preocupación de la sociedad por el medio ambiente estos últimos años.

Editor

HUELLA ECOLÓGICA MARINA DE LAS PESQUERÍAS EN LA COSTA DE NAYARIT

¹Myrna Leticia Bravo Olivas, Jocelin Gissel González Cedano, Karen Yareth López Álvarez

Departamento de Ciencias Biológicas. Centro Universitario de la Costa. Av. Universidad 203, Del. Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco. C.P. 48280. myrna.bravo@cuc.udg.mx

Recibido: 08 de agosto de 2017

Aceptado: 20 de octubre de 2017

RESUMEN:

La huella ecológica marina se utiliza como una herramienta de evaluación de la sustentabilidad de los niveles de captura en países o regiones, donde se toman en cuenta los efectos del nivel trófico y la biocapacidad de un área del océano específica. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de las capturas ribereñas en el ecosistema marino en la costa de Nayarit a través de la huella ecológica marina. Se encontró que en el periodo 1980-2014 se capturaron 574,977 t, además se consideró un 27% correspondiente a capturas no registradas, se clasificaron en 42 recursos de los cuales el 55% correspondió a peces, 39% crustáceos y 6% moluscos, los recursos más capturados fueron el camarón, mojarra y tiburón. El total de la productividad primaria requerida (PPR) para soportar el total de capturas fue de 20,029,901 t, donde los grupos tróficos que requieren más PPR son del grupo Scombridae, Tiburón y Sciaenidae. Los resultados de la huella pesquera nos indican que en el periodo estudiado no se sobrepasó la biocapacidad del área de pesca, pero en algunos años se hace más evidente el aumento

en la huella, como el caso del 2012 y 2013 con un 60 y 59% de la biocapacidad.

PALABRAS CLAVE

Pesca ribereña, biocapacidad, déficit ecológico, nivel trófico.

Abstract:

The marine ecological footprint is used as a tool for assessing the sustainability of catch levels in countries or regions, taking account the effects of the trophic level and the biocapacity of a specific ocean area. The objective of this work was to evaluate the effect of small-scale fisheries in the marine ecosystem in the coast of Nayarit through the marine ecological footprint. It was found from 1980 to 2014, 574,977 t were caught, 27% corresponding to unrecorded catches, this catches were classified in 42 fisheries resources, 55% of which corresponded to fish, 39% crustaceans and 6% mollusks. Most captured resources were shrimp, mojarra and shark. The total primary production required (PPR) to support the total catch was 20,029,901 t, where the trophic groups requiring more PPR were Scombridae, Shark and Sciaenidae. The results of the fishing footprint indicates that in this period the fishing area's biocapacity was not exceeded, but in some years the increase in footprint was more evident, as in the case of 2012 and 2013 impacting 60 and 59% in biocapacity.

KEY WORDS

Small-scale fisheries, biocapacity, ecological deficit, trophic level.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad se discute sobre los efectos de la explotación de los recursos pesqueros en la estructura y la productividad de los ecosistemas en los océanos a nivel mundial, especialmente en zonas costeras donde la pesca es más intensa.

Pauly *et al.* (1998), describen por primera vez la distribución del nivel trófico de las capturas pesqueras a nivel mundial y sugieren que el manejo en las pesquerías tiene que poner énfasis en la reconstrucción de las poblaciones de peces que se encuentran dentro de las redes alimentación funcionales con amplias áreas marinas protegidas.

A partir de esto, han surgido diversos métodos diseñados para medir los impactos de la actividad humana sobre los ecosistemas, entre estos la huella ecológica (HE).

La huella ecológica es una herramienta que facilita el aprendizaje sobre las restricciones ecológicas y el desarrollo de un estilo de vida sustentable, permite estimar el consumo de recursos y la asimilación de desechos de una definida población humana o económica en términos de su correspondiente área de tierra productiva (Wackernagel y Rees, 1996). A partir de esta metodología surgió la huella ecológica marina, o huella de las pesquerías (HP). Es un indicador ambiental que trata de cuantificar en unidades físicas el impacto que ejerce el ser humano sobre su entorno, considerando para ellos los recursos disponibles producidos para mantener hábitos de consumo y un modelo de producción.

Se refiere a una serie de medidas que permite establecer la relación entre la producción primaria de una determinada área y la cantidad de productividad primaria necesaria para mantener el nivel de captura de una o varias especies (Swart *et al.*, 2010).

La biocapacidad refleja la disponibilidad de recursos naturales en un determinado territorio. La comparación entre los valores de la HP y la biocapacidad permite evaluar el nivel de autosuficiencia del ámbito territorial del estudio. Si el valor de la HP está por debajo de la biocapacidad es autosuficiente. Si, al contrario, la HP está por encima de la biocapacidad se producirá un déficit ecológico proporcional a la diferencia que existe entre ambos valores.

En objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de las capturas ribereñas en el ecosistema marino en la costa de Nayarit a través de la huella ecológica.

ÁREA DE ESTUDIO

La costa de Nayarit tiene una extensión costera de 289 km de longitud y presenta una superficie de 29,378 km² (Fig. 1), incluyendo los archipiélagos de las Islas Mariás e Islas Marietas y la Isla Isabel. Su elevación media de la costa de Nayarit es de 1,000 msnm con extensas llanuras y valles separados por sistemas de cadenas de montañas (Sierra Madre Occidental). El clima de la región costera es subtropical-tropical con una temperatura media anual de 25°C, con lluvias de junio a octubre, frecuentemente acompañada de tormentas tropicales provenientes del sur, la época de secas de noviembre a mayo. Las mareas son mixtas, diurnas y semidiurnas con un intervalo medio anual de 0.70 metros (INEGI, 2000).



Figura 1. Área de estudio. Costa de Nayarit.

La mayor parte de la costa de Nayarit se caracteriza por la dominancia de ambientes costeros (llanuras, marismas y barras), las costas acumulativas detonan el avance de la línea de costa hacia el mar. En la plataforma continental adyacente y en especial hacia las bahías y ensenadas del litoral nayarita, por ejemplo, bahía de Banderas, bahía de Matanchén y otras áreas similares, existen un determinado número de bajos o caladeros, que significan irregularidades en el fondo marino con áreas rocosas, en donde por tradición los pescadores ribereños capturan la mayor parte de los productos pesqueros, que se componen de especies demersales y bentónicas.

MÉTODOS

Se obtuvieron datos de registro de captura a partir de los Anuarios estadísticos de acuicultura y pesca para el periodo de 1980 al 2014. Estos datos fueron utilizados para el cálculo la HP de los recursos capturados por la flota ribereña de la costa de Nayarit siguiendo la metodología propuesta por Talberth *et al.* (2006).

En un principio los datos fueron divididos en especie, o recurso, según estuvieran registrados, y a cada uno se le asignó un grupo trófico y un nivel trófico.

La productividad primaria requerida en una cantidad de recursos pesqueros se determina multiplicando el peso húmedo por su productividad primaria requerida (PPR). Esta PPR es la biomasa anual de productividad primaria requerida para soportar un recurso de un determinado nivel trófico (Pauly y Christensen, 1995). Se calculó como:

$$PPR = C * D * \left(\frac{1}{ET}\right)^{NT-1}$$

Dónde:

C, es el volumen de la captura de cada especie, o grupo de especies expresado en toneladas,

D, es la tasa de descarte por captura incidental (1.27)

ET, en la eficiencia de transferencia de energía de un nivel trófico a otro (0.1)

NT, es el nivel trófico de la especie o grupo de especies capturadas.

La tasa de descarte fue establecida en un promedio global de 1.27 para todas las especies, lo que quiere decir que, para cada tonelada de recursos capturados, 0.27 toneladas son captura incidental (Pauly y Christensen, 1995). La eficiencia de transferencia está establecida en 0.1 para todas las especies, es decir que 10% de la biomasa es transferida entre niveles tróficos sucesivos (Pauly y Christensen, 1995).

El nivel trófico de los recursos se consideró tomando en cuenta lo propuesto por Galván-Piña (2005).

La biocapacidad del área de pesca (BC), se obtuvo a través de la siguiente fórmula:

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

Dónde:

BC_g, es la biocapacidad global (23.18 billones de hectáreas), que resulta de multiplicar el área de ZEE (13.88 billones de hectáreas) x factor de equivalencia para las capturas marinas (1.66).

POB_g, es la población mundial.

POB_a, es la población del área de estudio

Finalmente, se calculó la huella pesquera:

$$HP = \frac{TPPR}{YFPP_g} * FE$$

Dónde:

TPPR, son las toneladas de productividad primaria requerida para las capturas de todos los recursos (sumatoria de las PPR por año requerido de los recursos capturados).

YFPP_g, es el factor de rendimiento global. Calculado dividiendo TPPR_g por la biocapacidad global (Talberth *et al.*, 2006).

El factor de rendimiento global (YFPP_g) se calculó dividiendo la productividad primaria requerida total por la captura mundial (TPPR_g), por la biocapacidad global (BC_g) de las pesquerías marinas.

FE, es el factor de equivalencia para las capturas marina (1.66).

A su vez la biocapacidad global de las pesquerías marinas se calculó multiplicando el área de océano abierto por el factor de equivalencia lo que le indica que la biocapacidad marina global en 33.94 billones de hectáreas globales.

Posteriormente se obtuvo el balance ecológico (BE) que resulta de la diferencia de la biocapacidad y la huella ecológica,

$$BE = BC_a - HP$$

BE, es el balance ecológico.

BC_a, es la biocapacidad del área de estudio.

HP, es la Huella de la pesca.

RESULTADOS

Las capturas registradas entre 1980 y 2014 resultaron en un total de 574,977 t en la zona costera del estado de Nayarit, se determinó que, del total de las capturas 213,834 t fueron recursos pesqueros sin registro oficial, esto representa un 27% de la captura total en este periodo.

Se observó fluctuación en las capturas entre años, en el 2003 y 2004 se obtuvieron los mayores registros de captura (30,175 y 27,188 t respectivamente), en 1980 se encontró el menor registro (10,723 t) (Fig. 2).



Figura 2. Tendencias de captura ribereña en Nayarit en el periodo 1980-2014.

De las capturas totales de recursos pesqueros, el 55% perteneció a peces, 39% crustáceos y 6 % moluscos.

Los registros fueron clasificados en 42 recursos pesqueros; el camarón fue el recurso más

capturado con un registro de (139,886 t), seguido por mojarra la (43,098 t) y tiburón 31 (675 t), los recursos con menores capturas fueron la anchoveta (0.4 t) y macarela (1 t) (Fig.3).

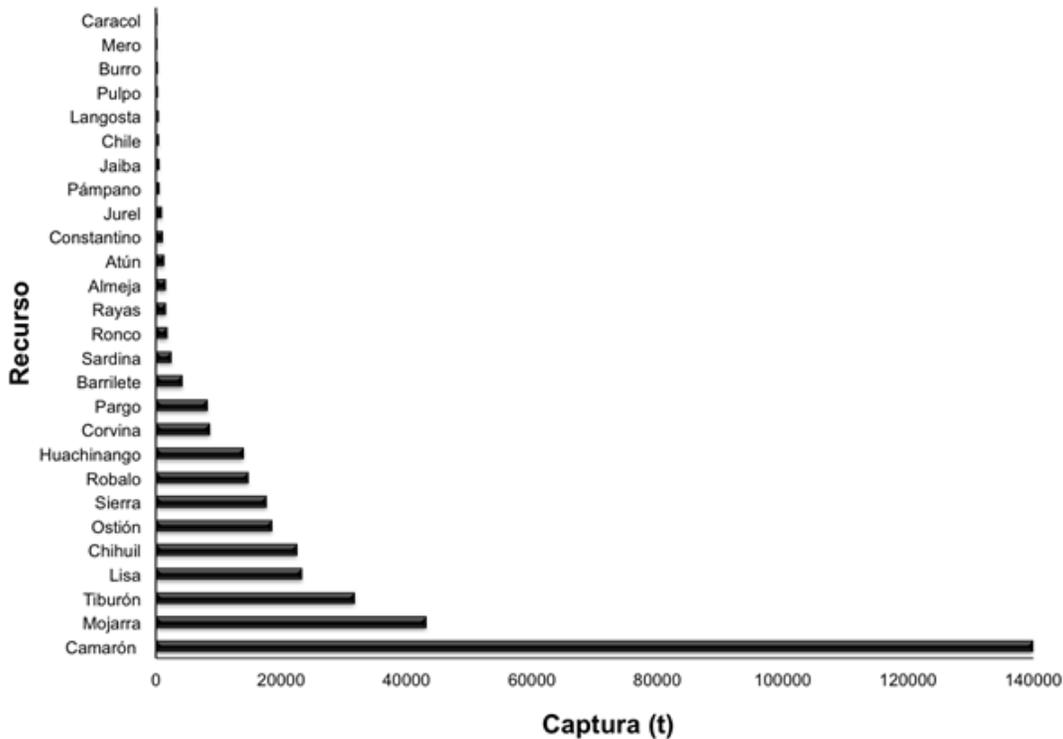


Figura 3. Recursos pesqueros registrados en la costa de Nayarit entre 1980 y 2014. Se muestran recursos con registros mayores a 200 t.

Los recursos pesqueros se clasificaron en 24 grupos tróficos cuyos niveles tróficos van desde 2 para el grupo trófico “Otros crustáceos” (langosta y jaiba) hasta 4.5 para el grupo trófico de la familia Belonidae (Cintilla).

La productividad primaria requerida para soportar el total de capturas fue de

94,214,723 t, los recursos que requieren mayor productividad primaria son del grupo trófico Scombridae y Tiburón con 36,392,967 y 24,804,700 t. Los que requieren menor PPR son los Equinodermos y Paralichthyidae con 375 y 4677 t respectivamente (Tabla 1, Fig. 4).

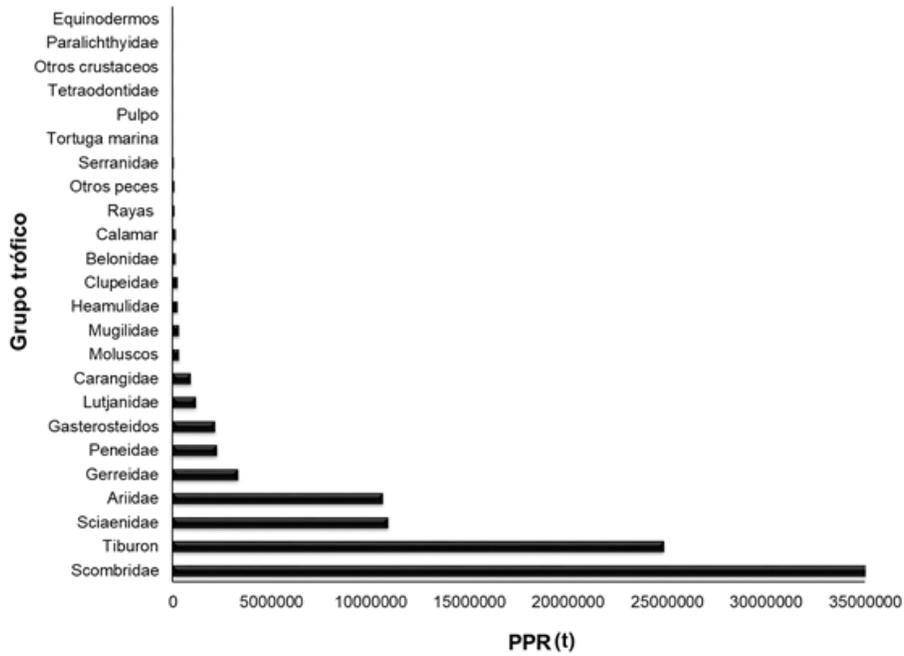


Figura 4. Productividad primaria requerida por grupo trófico.

Los resultados del cálculo de la huella pesquera por año se muestran en la tabla 2. Al comparar la huella ecológica con la biocapacidad el

área de pesca, se observa que en ninguno presentó déficit ecológico (Figura 5).

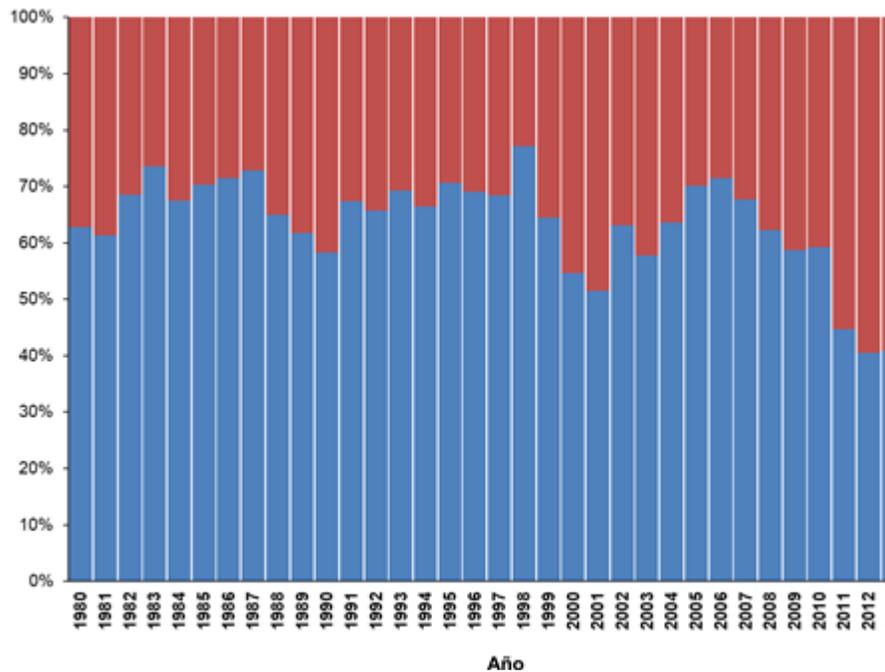


Figura 5. Proporción entre biocapacidad del área de pesca y la huella pesquera por año.

Tabla 1. Niveles tróficos de los recursos pesqueros en la costa de Nayarit durante 1980-2014.

Grupos tróficos	Nivel trófico	Categoría trófica	PPR (t)
Scombridae	4.09	carnívoro	36,392,967
Tiburón	3.79	carnívoro	24,804,700
Sciaenidae	4	carnívoro	10,902,477
Ariidae	3.57	carnívoro	10,607,978
Gerreidae	2.78	carnívoro	32,98,081
Peneidae	2.10	omnívoros	2,236,552
Gasterosteidos	3.03	carnívoro	2,153,138
Lutjanidae	2.62	carnívoro	1,175,398
Carangidae	3.63	carnívoro	912,072
Mugilidae	2.01	herbívoros	325,332
Heamulidae	3	carnívoro	303,226
Moluscos	2.10	omnívoros	261,637
Clupeidae	2.89	carnívoro	245,726
Belonidae	4.5	carnívoro	154,446
Calamar	3.74	carnívoro	135,067
Rayas	2.7	carnívoro	100,359
Otros peces	3.08	carnívoro	72,984
Serranidae	3.1	carnívoro	57,553
Tortuga marina	3.14	herbívoros	27,348
Pulpo	2.69	carnívoro	16,327
Tetraodontidae	2.91	omnívoros	15,277
Otros crustáceos	2	omnívoros	11,013
Paralichthyidae	2.69	carnívoro	4,677
Equinodermos	2.04	omnívoros	375

Tabla 2. Huella ecológica marina en el periodo 1980 a 2014

Año	Biocapacidad	Huella Pesquera	Balance Ecológico
1980	5,551,025	3,292,426	4,851,061
1981	5,454,013	3,433,761	4,724,001
1982	5,358,664	2,458,179	4,836,059
1983	5,264,560	1,892,295	4,862,261
1984	5,171,272	2,493,484	4,641,161
1985	5,078,682	2,142,392	4,623,213
1986	4,986,692	1,992,309	4,563,130
1987	4,895,802	1,826,669	4,507,455
1988	4,807,154	2,585,678	4,257,443
1989	4,722,096	2,924,415	4,100,370
1990	5,271,212	3,771,788	4,469,336
1991	5,184,639	2,512,590	4,650,466
1992	5,102,606	2,666,779	4,535,653
1993	5,024,803	2,226,052	4,551,548
1994	4,950,791	2,493,484	4,420,680
1995	5,306,611	2,206,285	4,837,558
1996	5,233,364	2,338,329	4,736,239
1997	5,163,431	2,378,539	4,657,758
1998	5,096,226	1,512,735	4,774,621
1999	5,031,085	2,767,652	4,442,687
2000	5,097,602	4,234,635	4,197,325
2001	5,033,771	4,749,457	4,024,044
2002	5,014,624	2,931,712	4,391,347
2003	4,956,134	3,617,186	4,187,126
2004	4,882,908	2,787,849	4,290,216
2005	4,976,420	2,120,926	4,525,515
2006	4,883,678	1,949,513	4,469,215
2007	4,865,249	2,318,332	4,372,375
2008	4,806,856	2,907,690	4,188,686
2009	4,733,099	3,322,282	4,026,788
2010	5,342,786	3,672,515	4,562,015
2011	5,270,423	6,535,294	3,881,030
2012	5,218,052	7,668,510	3,587,739
2013	5,159,765	7,460,837	3,573,602
2014	5,087,490	6,601,623	3,683,995

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El análisis de la composición de la captura obtenida en la costa de Nayarit permite determinar que un reducido número de especies contribuye de forma importante en la captura. En este caso las más importantes por su contribución fueron los peces con 55% de los registros de las capturas. En regiones tropicales y subtropicales la diversidad de especies es alta pero las amplitudes geográficas son menores (Stevens, 1989). Así que, aunque estas regiones poseen un mayor número de stock de peces, la población de cada uno es más pequeña, por lo que las pesquerías son predominantemente de pequeña escala (Mahon, 1997). Además, la captura tiene un proceso de descarte de recursos que no son de interés comercial, lo que hace que en el desembarque no se refleje el total de la captura.

Por otra parte, en tanto algunos investigadores como Pauly *et al.* (2013) argumentan que la biomasa de la captura anual es uno de los datos disponibles de la mayoría de los países del mundo y su utilidad en la toma de decisiones, otros desestiman este indicador como reflejo de la abundancia o salud de las pesquerías. Si bien es cierto que estos datos deben ser interpretados con cautela, es información estadística pública que permite el monitoreo anual de la pesca marina de cerca del 80% de los países con costas, en todo el mundo.

En la costa de Nayarit, tal como ha sido reportado para la costa de Jalisco (Bravo-Olivas *et al.*, 2014) y, como probablemente sucede en otras regiones del país, el registro de la captura es una actividad que realizan los

pescadores con desagrado, ya que implica gasto en tiempo y dinero para llevarlos a las oficinas donde se integra la información. La falta de interés provoca registros incompletos.

A escala global se ha estimado que las capturas pesqueras sobrepasan la biocapacidad del océano (Talberth *et al.*, 2006), de igual forma a nivel nacional se calculó que México tiene balance ecológico negativo. En el caso de la huella de la pesca de la costa de Nayarit, no excede la biocapacidad de área, pero en algunos años fue más evidente la HP, en el 2012 y 2013 representó el 60% y 59% de la biocapacidad del área de pesca respectivamente. En estas áreas se practica únicamente las capturas ribereñas, las cuales están representadas por organismos de nivel tróficos bajos, lo que sugiere que en la costa de Nayarit y se lleva a cabo una pesquería saludable, existe un balance positivo entre la biocapacidad y la huella ecológica de la pesca en el área.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Subdelegación de pesca de Nayarit por proporcionar los registros de captura pesquera que permitieron la elaboración del estudio.

REFERENCIAS

- Bravo-Olivas, Myrna L., Chávez-Dagostino, Rosa M.; López-Fletes, Carlos A.; Espino-Barr, Elaine. (2014). Fishprint of Coastal Fisheries in Jalisco, Mexico. *Sustainability* 6, 9218-9230.
- Galván-Piña, Victor. H. (2005). Impacto de la pesca en la estructura, función y productividad del ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima, México. Tesis de Doctorado, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, México. 106 p.

- Mahon, Robin. (1997). Does fisheries science serve the needs of managers of small stocks in developing countries? *Can. Jour. of Fish. and Aqua. Sci.* 54:2207-2213.
- Pauly Daniel; Christensen, Villy; Johanne Dalsgaard; Rainer Froese y Francisco Torres. (1998). Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- Pauly Daniel, Ray Hilborn y A. Branch Trevor. (2013). Fisheries: Does catch reflect abundance? *Nature* 494: 303-306.
- Pauly, Daniel y Villy Christensen. (1995). Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374, 255-257.
- Stevens, George. C. (1989). The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *American naturalist* 33:240-256.
- Swartz, Wilf.; Enric Sala; Sean Tracey; Reg Watson y Daniel Pauly. (2010). The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). *PLoS One* 5, 1-6.
- Talberth, John, Jason Venetoulis y Karen Wolowicz. (2006). Recasting Marine Ecological Fishprint Accounts. Redefining Progress. Oakland. 49 p.
- Wackernagel, Mathis y William Rees. (1996). Our ecological footprint. Reducing human impact on the earth. New Society Publishers. Philadelphia. 160 pp.



Diversidad específica de pelágicos mayores por efecto del huracán "Linda" al noroeste del Golfo de Ulloa, Baja California Sur, México.

Specific diversity of longest pelagic by the influence of hurricane "Linda" in the Gulf of Ulloa Norwest, Baja California Sur, Mexico.

Carlos Javier Godínez Padilla^{1*}, Rafael Hernández Guzmán² y José Leonardo Castillo Géniz¹

¹Centro Regional de Investigación Pesquera - Ensenada, INAPESCA. Carretera Tijuana-Ensenada Km 97.5, Parque Industrial Fondepport, El Sauzal de Rodríguez, C.P. 22760, Ensenada, Baja California, México.

²CONACYT Research Fellow, Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, C.P. 58330, Morelia, Michoacán, México.

Recibido: 31 de agosto de 2017

Aceptado: 25 de octubre de 2017

RESUMEN

La evaluación de la variabilidad espacio-temporal de la composición y diversidad de especies en ecosistemas oceánicos no es fácil debido a que es difícil obtener datos suficientes para cuantificar tal variabilidad. En el presente estudio, examinamos indicadores de diversidad de especies pelágicas durante un viaje de pesca comercial de tiburón en septiembre del 2015. Evaluamos la diversidad de la fauna capturada con palangre superficial previo y posterior al paso del huracán Linda, en noroeste del Golfo de Ulloa, Baja California

Sur (BCS), México. Se contó con datos de un lance previo al paso del huracán y se realizó un lance posterior en la misma zona de pesca. En dichos lances se identificaron siete especies congregados en cuatro grupos de peces de pelágicos mayores (tiburones, raya, picudos y dorado), siendo el grupo de tiburones el que obtuvo la mayor densidad de organismos (79.2 %), seguido por los picudos con el 16.7 %. Mediante el índice de Margalef y de Shannon se identificó al lance posterior como la comunidad de mayor biodiversidad con valor de 1.5952 y 0.7681 respectivamente, mientras que el índice de Pielou mostró que la abundancia en ambos lances, son valores cercanos a 1. A pesar de que la diversidad de pelágicos es ligeramente mayor en el lance posterior al paso del Huracán Linda, estos valores no presentaron diferencia significativa entre el lance previo ($H' = 0.5939 \pm 0.27$) y el lance posterior ($H' = 0.7681 \pm 0.33$; $t = -0.22$; $g.l. = 95$; $p > 0.05$), sin embargo, la clorofila influyó aparentemente en la abundancia de las especies de tiburones.

PALABRAS CLAVE. Tiburones oceánicos, Teleósteos, Pesca con palangre pelágico, Disturbio natural, Abundancia.

ABSTRACT

The assessment of spatio-temporal variability of species composition and diversity in oceanic ecosystems is not easy because it is difficult to obtain sufficient data to quantify such variability. In the present study, we examined indicators of diversity of pelagic species during a commercial shark fishing trip in September 2015. We assessed the diversity of fauna caught with surface longline prior to and following the passage of Hurricane Linda in the northwestern Gulf of Ulloa, Baja California Sur (BCS), Mexico.

Pre-hurricane data were collected prior to the hurricane and a subsequent set was made in the same fishing zone. In these sets, seven species were identified in four groups of large pelagic fish (sharks, rays, billfish and mahi mahi), being the sharks with the highest density of organisms (79.2%), followed by billfish with the 16.7%. The Margalef index and the Shannon index identified the later set as the highest biodiversity community with a value of 1.5952 and 0.7681 respectively, while the Pielou index showed that the abundance in both set are values close to 1. In spite of the values of the pelagic diversity were slightly higher in the set after the Hurricane Linda, this is results did not showed at great difference between the research done previously ($H' = 0.5939 \pm 0.27$) and the subsequent set ($H' = 0.7681 \pm 0.33$; $t = -0.22$; $g.l. = 95$; $p > 0.05$), however, the chlorophyll apparently influenced on the abundance of shark species.

KEY WORDS. Oceanic sharks, Teleosts, Pelagic longline fishing, Natural disturbance, Abundance.

INTRODUCCIÓN

El concepto de diversidad específica en ecología de comunidades ha sido discutido intensamente durante años, derivándose de su utilización algunos problemas de tipo semántico, conceptual, y técnico (Hurlbert 1971). Desde el enfoque de la ecología de comunidades, numerosos índices han sido propuestos para caracterizar la riqueza de especies y la equitabilidad, denominados *índices de riqueza* e *índices de equitabilidad*, respectivamente (Hill 1973). Los índices que combinan tanto la riqueza de especies como la equitabilidad en un solo valor se denominan

índices de diversidad. Una de las principales críticas a estos índices es que combinan y, por lo tanto, confunden un conjunto de variables que caracterizan a la estructura de la comunidad: (a) el número de especies (riqueza específica), (b) la abundancia relativa de las especies (equitabilidad), y (c) la homogeneidad y el tamaño del área muestreada (Bouza y Covarrubias 2005).

El proceso de degradación implica el deterioro gradual de la calidad de hábitat (Mortelliti *et al.* 2010) y en el caso de disturbios naturales como los huracanes, el hábitat experimenta una degradación temporal y espacial (Hernández-Díaz *et al.* 2012). Se entiende por disturbio cualquier evento repentino en el tiempo que altera la estructura de los ecosistemas, comunidades y poblaciones, y que cambia la disponibilidad de los recursos, sustrato o medio físico, mientras que una perturbación es el cambio de un estado, conducta o trayectoria de un sistema ecológico (Pickett y White 1985).

La documentación de los efectos de los huracanes y tormentas tropicales en las comunidades de peces ha estado limitado, debido en parte a la falta de datos previos al evento requeridos para comparaciones pre-y posterior a la tormenta (Houde *et al.* 2005). Bajo algunas circunstancias, los huracanes pueden causar mortalidades masivas y destrucción de sus hábitats en ecosistemas costeros y estuarinos (Tabb y Jones 1962). Bajo otras circunstancias, los efectos pueden ser menores (Tilmant *et al.* 1994). La evaluación de la variabilidad espacio-temporal de la composición y diversidad de especies en ecosistemas oceánicos no es fácil debido a que es difícil obtener datos suficientes para

cuantificar tal variabilidad. En el presente estudio, examinamos indicadores de diversidad de especies pelágicas calculados en los lances realizados previo y posterior al paso del huracán Linda en noroeste del Golfo de Ulloa, Baja California Sur (BCS), México.

METODOLOGÍA

Área de estudio y Descripción del Huracán Linda

El área de estudio se localizó frente a la costa de Punta Abreojos, BCS (noroeste del Golfo de Ulloa) entre las coordenadas 29°0'0" N 120°0'0"

O y 24°0'0"LN 110°0'0"LW (Fig. 1). El huracán Linda inicio el día 7 de septiembre de 2015 al sudoeste de Manzanillo, Colima, intensificándose a categoría tres el día 8 de septiembre cerca del paralelo 21° N con una intensidad de viento de 205 km/h y tuvo un paso frente al área de estudio como categoría uno con rumbo NW el día 9 de septiembre de 2015 con vientos de hasta 176 km/h y una precipitación máxima de 50 mm, mientras que para el día 10 de septiembre se degrado a tormenta tropical (CONAGUA 2015).

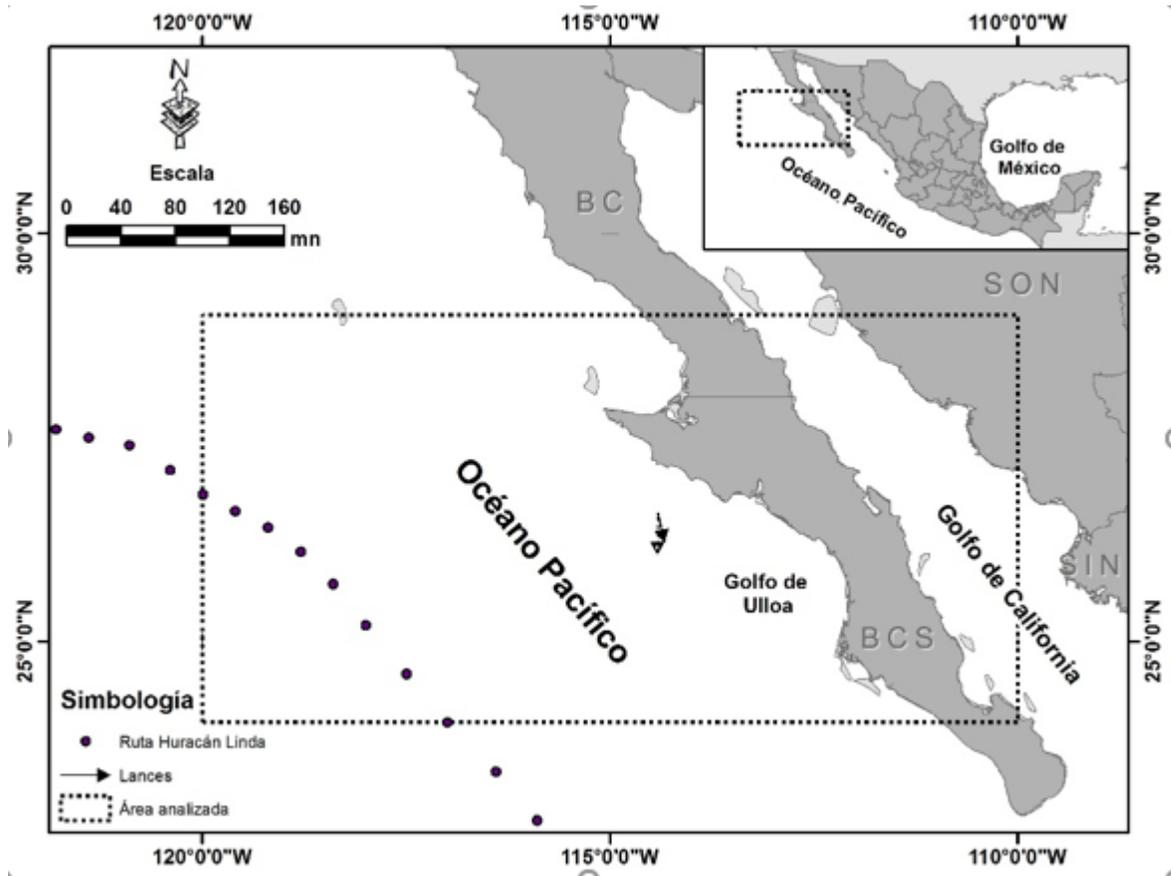


Fig. 1. Ubicación geográfica de los lances realizados previa y posteriormente del paso del huracán "Linda" en septiembre de 2015 al noroeste del Golfo de Úlloa. (Hernández-Guzmán Rafael, 2017).

Método de muestreo

El presente trabajo se deriva de datos colectados a bordo del barco palangrero "Don José" con número de matrícula 02011196235. Se realizaron dos lances de pesca con palangre superficial con fechas previa y posterior al paso del huracán Linda en las coordenadas 26° 34.66' N, 114°25.04' O y 26°34.83' N, 114°24.98' O respectivamente (Fig. 1). El lance anterior al paso de este fenómeno se realizó el día 7 de septiembre de 2015, mientras que el lance posterior fue el día 11 de septiembre de 2015. En cada lance se utilizó un palangre superficial con 36.4 m de profundidad, con una longitud de 43.5 km y 987 anzuelos para el lance previo; mientras que para el post lance fue de una longitud de 51.9 km y 1176 anzuelos. Se obtuvo un tiempo de reposo promedio de 7 h 32 min ± 1 h 12 min para la operación de trabajo del palangre (lapso entre el final del calado e inicio del cobrado del palangre).

La identificación de los pelágicos mayores se realizó a nivel de género y especie por comparación de características morfológicas, mediante el uso de guías oficiales.

Análisis de los datos

Los índices empleados en la medición de la diversidad específica fueron:

El índice de Margalef (1958), que permitió estimar la biodiversidad de las unidades de muestreo, pero con base a la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies existentes en los lances analizados, este índice se obtuvo mediante la fórmula:

$$R = \frac{S - 1}{\ln(n)} \quad (1)$$

donde S = número de especies y n = número total de individuos observados.

El índice de Shannon-Weaver (1949), que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. Este cálculo se realizó según la expresión:

$$H' = -\sum_{i=1}^S (\rho_i \log_2 \rho_i) \quad (2)$$

donde ρ_i = proporción de la i especie en la muestra. Este índice subestima la diversidad específica si la muestra es pequeña. En la ecuación original se utilizan logaritmos de base 2, las unidades se expresan como *bits/ind*. La precisión en la estimación del índice de Shannon-Wiener puede calcularse mediante la aproximación siguiente:

$$SD_{H'} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^S n_i \log_2 n_i - (\sum_{i=1}^S n_i \log_2 n_i)^2}{(n)^2}} \quad (3)$$

donde $SD_{H'}$ = desviación estándar del índice de Shannon-Wiener.

El índice de equidad de Pielou (1969) se utilizó para medir la proporción de la diversidad observada en cada lance con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes. El cálculo se efectuó según la siguiente expresión:

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S} \quad (4)$$

donde H' = índice de Shannon-Wiener y $\log_2 S =$ es la diversidad máxima (H'_{max}) que se obtendría si la distribución de las abundancias de las especies en la comunidad fuesen perfectamente equitativas. Obtenidos los dos índices de diversidad, H'_1 y H'_2 , puede verificarse la igualdad de ambos mediante el test de t-Student con la estimación:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{SDH'_1 + SDH'_2}} \quad (5)$$

donde $SD_{H'}$ es la desviación estándar del índice correspondiente.

Finalmente, con el objetivo asociar los índices anteriormente mencionados con parámetros ambientales, se abalizó la variabilidad de la temperatura superficial del mar (TSM) correspondiente a 11 μ en periodo diurno y la Clorofila (Chl) obtenida mediante algoritmos OCI mediante el procesamiento de las composiciones de ocho días de imágenes del sensor remoto MODIS Aqua (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer on Aqua). Todas las imágenes se descargaron

en formato "hdf" (Hierarchical Data Format) con una resolución espacial de 4 km a través del sitio web del OceanColorWeb de la NASA (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/l3>). Todas las imágenes fueron procesadas en SeaDAS versión 7.4 (<https://seadas.gsfc.nasa.gov/>).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo con los lances realizados, se registraron 96 organismos de pelágicos mayores y se identificaron 7 especies congregados en 4 grupos de peces (tiburones, raya, picudos y dorado). El grupo de tiburones obtuvo la mayor densidad de organismos y concentran el 79.2 % de las especies presentes, seguido por los picudos con el 16.7 %. La especie con mayor abundancia proporcional para ambos lances realizados en el estudio fue el tiburón azul (*Prionace glauca*) con un promedio de 0.31 ± 0.03 , mientras que la menor fue el dorado (*Coryphaena hippurus*) con 0.01 ± 0.01 (Fig. 2). La TSM con la que se inició el lance previo al paso del huracán "Linda" fue de 26.3 °C, mientras que el lance posterior presentó una TSM de 27.4 °C.

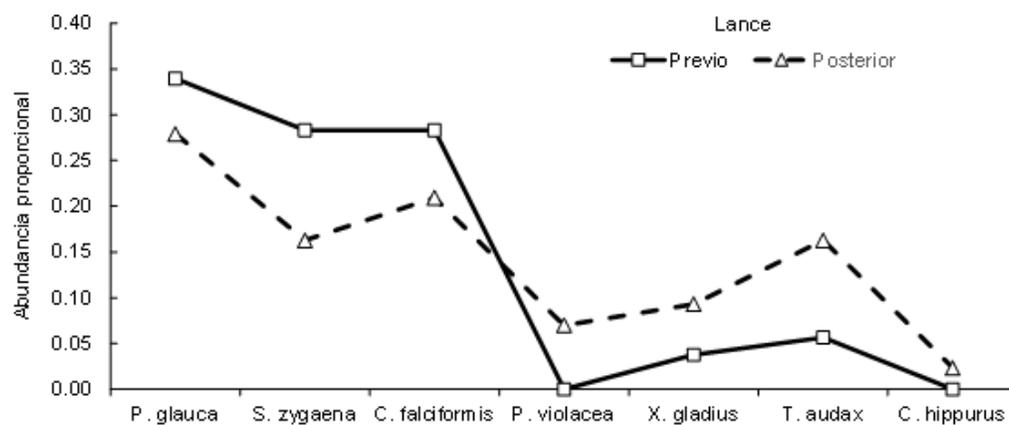


Fig. 2. Curva de orden de abundancia durante los lances realizados en la zona exploratoria por efecto del paso del huracán "Linda" en septiembre de 2015. (Godinez-Padilla Carlos

La tabla 1 muestra los índices de Margalef (Riqueza específica), de Shannon-Wiener (Diversidad) y de Pielou (Equidad), obtenidos para los lances de pesca realizados como unidades de muestreo. De acuerdo a los valores obtenidos mediante el índice de

Margalef, se logró identificar al lance posterior del paso del huracán como la comunidad de mayor biodiversidad con valor de 1.5952, de igual manera los valores del índice de Shannon indican que dicho lance presenta mejor diversidad con 0.7681.

Tabla 1. Índices de riqueza específica, diversidad y equitatividad en los lances efectuados previa-posterior del paso del huracán "Linda", 2015. (Godinez-Padilla Carlos Javier, 2015).

	Comunidad	
	Previa	Posterior
<i>Especies observadas</i>		
<i>P. glauca</i>	18	12
<i>S. zygaena</i>	15	7
<i>C. falciformis</i>	15	9
<i>P. violacea</i>		3
<i>X. gladius</i>	2	4
<i>T. audax</i>	3	7
<i>C. hippurus</i>		1
<i>Atributos del hábitat</i>		
S	5	7
R	1.0075	1.5952
H'	0.5939	0.7681
J'	0.8496	0.9089
SDH'	0.2676	0.3340

Los índices de Pielou muestran que la abundancia de los grupos de peces fue semejante en ambos lances o comunidades, cuyos valores son cercanos a 1.

En términos de diversidad de pelágicos mayores no se encontró diferencia significativa entre el lance previo ($H' = 0.5939 \pm 0.27$) y lance posterior ($H' = 0.7681 \pm 0.33$; $t = -0.22$; $g.l. = 95$; $p > 0.05$).

Durante los lances realizados en el presente estudio se confirmó la riqueza específica de pelágicos mayores que permite contribuir a la caracterización de especies presentes en la pesca de palangre superficial, tal como una pesquería en el cual es posible que dichas especies pertenecientes a diferentes grupos de peces podrían estar confluyendo aun con el disturbio ocasionado por el paso de un huracán de categoría 1.

La figura 3 muestra cómo la presencia del huracán influyó en la zona de pesca respecto la distribución de la TSM debido que previamente al paso del fenómeno, dicho parámetro se encontraba más concentrado en la parte sur manteniéndose en un promedio de 26.14°C, pero posteriormente este se dispersa ampliamente en el área de estudio manteniendo un promedio de 26.52°C, lo cual es favorable para la decisión de operación y probabilidad de pesca exitosa en el lance, sin embargo, aunque hubo un incremento mínimo de TSM, este no fue significativo, lo que posiblemente estuvo más influenciado por la Chl ya que su productividad promedio fue de 0.417 mg m⁻³ en el lance previo donde hubo mayor abundancia de tiburón, mientras que disminuyó en el lance posterior con un promedio de 0.289 mg m⁻³ al igual que algunos tiburones, lo que podríamos deducir que a mayor clorofila, es mayor la abundancia de depredadores tope o por las corrientes marinas ocasionadas por este fenómeno para atraer más diversidad de especies migratorias. Aún con este disturbio ocasionado por el huracán que aparentemente hubo una curva de orden de abundancia claramente modificada por la abundancia proporcional de las especies capturadas en ambos lances y beneficiada para el lance posterior en índices estimados, estadísticamente la diversidad de pelágicos mayores no mostraron diferencia significativas en los lances realizados.

Una característica importante para la influencia de las asociaciones de especies marinas de diferentes comunidades según Greenwood *et al.* (2006) puede ser la presencia

de huracanes que aportan considerables precipitaciones de agua dulce y estos organismos podrían responder a los cambios de régimen de salinidad ocasionados por el flujo de agua dulce siendo desplazados físicamente, sin embargo, no son significativos los cambios que la estructura de los grupos de peces pudiera sufrir y se pueden reestructurar moderadamente. Por lo tanto esta característica de precipitación se descarta para la contribución del presente trabajo, ya que fue poca la precipitación de este huracán por ser categoría uno al paso del área de estudio.

Tabb y Jones (1962) aseguran que el efecto del huracán causó una gran mortalidad entre los animales acuáticos en la bahía del norte de la Florida en septiembre de 1960 por la posible falta de oxígeno ocasionado por la turbidez del agua que generó el lodo suspendido al paso del huracán, encontrando escasos de peces y especies de camarón a profundidades mayores de lo normalmente capturados. En el presente estudio el paso del huracán Linda no afectó la concentración de oxígeno tan radicalmente puesto que las especies de pelágicos mayores no se encuentran en profundidades que puedan ser afectadas por el sedimento marino.

CONCLUSIÓN

En conclusión, las especies de pelágicos mayores aun de comunidades diferentes, comparten el mismo hábitat siempre y cuando se encuentren constantes los parámetros ambientales como la TSM y exista concentraciones acumuladas de clorofila.

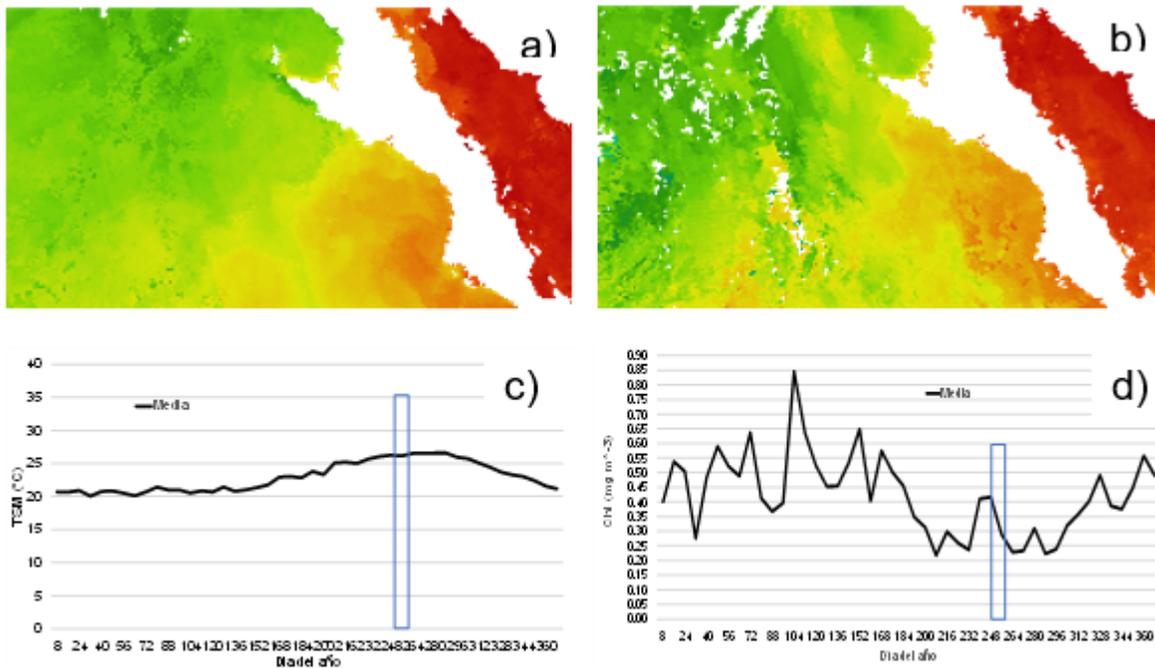


Fig. 3. Presencia y efecto de TSM (c) y Chl (d) del huracán “Linda” durante los lances realizados el día 7 (a) y 11 (b) de septiembre del 2015. (Hernández-Guzmán Rafael, 2017).

AGRADECIMIENTOS

Al Ing. Pesq. Joaquín Domínguez Ortega y a la tripulación del barco palangrero “Don José” así como a la empresa Linamar S.A. de C.V. por el apreciable apoyo brindado de ir abordo en su viaje de pesca comercial y obtener la información correspondiente.

REFERENCIAS

Bouza, C.N. y Covarrubias, D. (2005). *Estimación del índice de diversidad de Simpson en m sitios de muestreo*. Revista Investigación Operacional, 26(2), 187-197.

CONAGUA. (2015). *Reseña del huracán Linda del océano Pacífico*. Comisión Nacional del Agua. Servicio meteorológico nacional. Recuperado el 23 de

septiembre de 2015, de <http://smn.conagua.gob.mx>

Greenwood, M.F.D., Stevens, P.W. y Matheson jr., R.E. (2006). *Effects of the 2004 Hurricanes on the Fish Assemblages in Two Proximate Southwest Florida Estuaries: Change in the Context of Interannual Variability*. Estuaries and Coasts, 29(6^a), 985-996.

Hernández-Díaz, M., Ramírez-Barajas, P.J., Chávez, C., Shmook, B. y Calmé, S. (2012). *Presencia y abundancia relativa de carnívoros en una selva dañada por el huracán Dean (2007)*. Revista Mexicana de Biodiversidad, 83, 790-801. DOI:10.7550/rmb.33596

- Hill, M.O. (1973). *Diversity and evenness: a unifying notation an its consequence*. Ecology, 54, 427-432.
- Houde, E.D., Bichy, J. y Jung, S. 2005. *Effects of hurricane Isabel on Fish Populations and communities in Chesapeake Bay*. En Hurricane Isabel in Perspective Sellner, K.G. (de.): 05-160
- Hurlbert, S.H. (1971). *The Nonconcept of Species Diversity: a Critique and Alternative Parameters*. Ecology, 52(4), 577-586.
- Margalef, D.R. (1958). *Information Theory in Ecology*. General Systematics, 3, 36-71.
- Mortelliti, A., Amori, G. y Boitani, L. (2010). *The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research*. Oecologia, 163, 535-547.
- Pickett, S.T.A. y White, P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. E.P. Academic. San Diego, USA. 472 p.
- Pielou, E.C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience John Wiley & Sons Press: 285pp.
- Shannon, C.E. y Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University Illinois Press. Urbana, USA: 124pp.
- Tabb, D.C. y Jones, A.C. (1962). *Effect of hurricane Donna on the aquatic fauna of North Florida bay*. Transactions of the American Fisheries Society, 91(74),375-378. DOI: 10.1577/1548-8659(1962)91 [375:EOHDOT]2.0.CO;2
- Tilmant, J.T., Curry, R.W., Jones, R, Szmant, A., Zieman, J.C., Flora, M., Robblee, M.B., Smith, D., Snow, R.W. y Wanless, H. (1994). *Hurricane Andrew's effects on Marine Resources*. BioScience, 44(4), 230-237.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth Edition. Prentice-Hall, Inc. Press. New Jersey, EU: 663pp.



**VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE
LOS QUETOGNATOS DE BAHÍA DE
BANDERAS DURANTE UN CICLO
ANUAL**

Julia Alexandra González Padilla, María del Carmen Navarro-Rodríguez, Luis Fernando González Guevara y Ramiro Flores-Vargas

Centro de Investigaciones en Recursos Naturales (CIRENA), Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara.

Av. Universidad, No. 203 Delegación Ixtapa Puerto Vallarta C.P. 48280, Jalisco, México. (UDG-CA-885)

Recibido: 07 de septiembre de 2017

Aceptado: 28 de octubre de 2017

RESUMEN

El presente estudio analiza la variación espacio temporal de los quetognatos de Bahía de Banderas durante un ciclo anual. Se obtuvieron un total de 66 muestras de primavera a invierno de 2004, mediante arrastres zooplanctónicos, los datos de abundancia fueron normalizados a 1000m³. La captura total fue de 38,255.06 org./1000m³, altas densidades fueron registradas en otoño en época de secas (17,135.51 org./1000m³) representando el 44.79%, en tanto que las menores densidades en primavera (3013.34 org./1000m³) registraron solo el 7.87%. La variación de las densidades de los quetognatos permitió distinguir durante el ciclo anual, un gradiente costa-océano, además de que dichas densidades estuvieron influenciadas principalmente por las desembocaduras de los ríos, los sitios de muestro que registraron las mayores densidades fueron: Río Pitillal (14,690.79 org./1000m³), seguido de Sheraton

(50,15.06 org./1000m³), Cruz de Huanacastle (3,806.11 org./1000m³) y Darsena (3,516.11 org./1000m³), en tanto que las densidades más bajas fueron registradas en Punta Mita (121.96 org./1000m³), Oceánica 1 (112.29 org./1000m³), Oceánica 3 (90.36 org./1000m³) y por último Yelapa (26.83 org./1000m³).

Palabras clave: Quetognatos, variación, Jalisco, Nayarit.

ABSTRACT

The present study analyzes the time-space variation of chaetognaths of Bahia de Banderas during an annual cycle. A total of 66 samples were obtained from spring to winter of 2004, by zooplankton trawls, the abundance data were normalized to 1000m³. The total catch was 38,255.06 org./1000m³, high densities were registered in autumn in the dry season (17,135.51 org./1000 m³) representing the 44.79%, while the lower densities in spring (3013.34 org./1000m³) recorded only 7.87%. The variation of the densities of the chaetognaths allowed to distinguish a coast-ocean gradient during the annual cycle, besides these densities were influenced mainly by the mouths of the rivers, the sampling sites with the highest densities were Río Pitillal (14,690.79 org./1000m³), followed by Sheraton (50,15.06 org./1000m³), Cruz de Huanacastle (3,806.11 org./1000m³) y Darsena (3,516.11 org./1000m³), while the lowest densities were recorded in Punta Mita (121.96 org./1000m³), Oceanica 1 (112.29 org./1000m³), Oceanica 3 (90.36 org./1000m³) and finally Yelapa (26.83 org./1000m³).

Key words: Chaetognaths, variation, Jalisco, Nayarit.

INTRODUCCIÓN

La complejidad estructural y funcional de los ambientes costeros está basada en su heterogeneidad espacial (Esteves *et al.*, 2008). En ellos las biotas presentan variaciones en composición de especies y biomasa estacionales detectables, producto de cambios cíclicos en los factores ambientales como régimen de vientos, pluviosidad y aportes de agua dulce, entre otros (Kotori, 1972; Mclusky y Elliot, 2004). El zooplancton no es una excepción, sus patrones de variabilidad en composición, distribución y abundancia están afectados por los procesos físicos (Mann y Lazier, 2006; Marques *et al.*, 2006) en función de las escalas temporales y espaciales (Legendre y Demers, 1984; Sabatés, 1990). Por lo general, es común registrar en el transcurso del año dos momentos de mayor productividad: a principios del periodo de secas y al final del periodo de lluvias (Cantor-Atlenco, 1996).

El phylum Chaetognatha es uno de los grupos carnívoros más abundantes del zooplancton (Raymont, 1983; Alvaríño, 1985), tanto en aguas oceánicas como neríticas (McLelland, 1989; Stuart y Verheye, 1991; Álvarez-Cadena *et al.*, 1996). Su abundancia y alta capacidad depredadora, principalmente de copépodos (Álvarez-Cadena *et al.*, 1996; Oresland, 2000), lo convierte en un grupo importante dentro de las cadenas tróficas del sistema marino (Stuart y Verheye, 1991). A la vez son considerados como depredadores de larvas y huevos de peces, lo cual puede llegar a tener efectos negativos sobre la pesca de interés comercial, reconociéndose incluso, que llegan al grado del canibalismo (Revé, 1996). Además son considerados indicadores hidrológicos por su asociación con determinadas condiciones fisicoquímicas de las masas de agua, lo cual hace de ellos un grupo de gran interés para su estudio (McLelland y Perry, 1989).

La información sobre los que-tognatos en el Pacífico Central, es escasa si se compara con

otras regiones del Pacífico Mexicano u otros grupos del zooplancton (Bernache-Jiménez, 1993; Arciniega-Flores, 1994). A nivel mundial se han descrito más de 120 especies de quetognatos (Bieri, 1991; Pierrot-Bults, 1996), en tanto, que, en el Pacífico mexicano se han reportado tan sólo 35 especies (Plascencia-Palomera, 2010). Por otra parte, la información sobre quetognatos en la región de Bahía de Banderas es escasa, se tiene conocimiento de dos trabajos, por lo que es necesario llevar a cabo estudios sobre este grupo. El presente trabajo tiene como finalidad, generar información sobre la variación en espacio y tiempo de la densidad de los quetognatos, recolectados en la bahía, durante el 2004, debido a que constituyen parte de la ruta de flujo de energía entre los productores primarios y los niveles tróficos superiores.

MÉTODOS

Área de estudio

La Bahía de Banderas se localiza entre los 20° 15' y 20° 47' de Latitud Norte y los 105° 15' y 105° 42' de Longitud Oeste (Fig. 1). Los límites morfológicos de este cuerpo marino son: al norte Punta de Mita, Nayarit, y Cabo Corrientes, Jalisco al sur. Sus costas bañadas por las aguas del Océano Pacífico, se dividen con fines prácticos en tres: la costa norte, con una longitud de 24 km, se extiende desde Punta de Mita hasta Bucerías, Nayarit; la costa este, mide 39 km desde Bucerías, Nayarit hasta Boca de Tomatlán, Jalisco; y la costa sur la más vasta (52 km), se dispersa desde Boca de Tomatlán hasta Cabo Corrientes, Jalisco. La costa norte en su mayoría, está formada por playas arenosas relativamente amplias, a diferencia de la parte sur de la costa este y toda la costa sur; que son particularmente rocosas y escarpadas, con una casi total carencia de

playas arenosas. Dicha Bahía presenta con respecto a la línea de costa, una longitud aproximada de 115 km, y un ancho promedio de 42 km con una profundidad de hasta

200 m en su parte norte, y en su parte sur de hasta 1700 m, abarcando una superficie total del área de 1,407 km². (Cupul-Magaña, 1998).

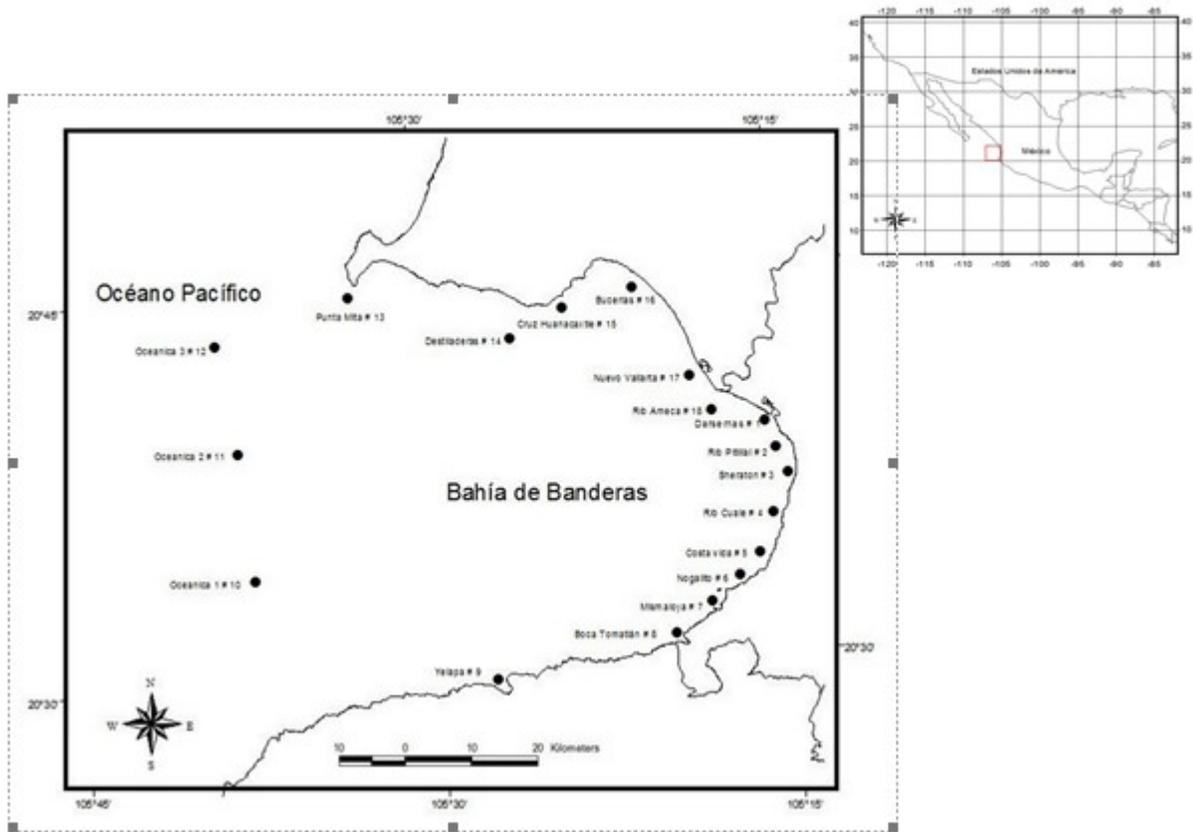


Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo en la Bahía de Banderas (Jalisco-Nayarit).

Trabajo de campo

Se ubicaron 18 sitios de muestreo a lo largo y ancho de la Bahía de Banderas cubriendo una longitud aproximada de 115 km y un ancho promedio (norte-sur) de 42 km. La ubicación de los sitios de muestreo fue de acuerdo a la configuración de la bahía, la batimetría del área y a la influencia de la desembocadura de ríos sobre la misma.

Las muestras se obtuvieron mediante arrastres zooplanctónicos en primavera,

verano, otoño e invierno de 2004, dichos arrastres se iniciaron durante el día empleando la técnica descrita por Smith y Richardson (1977); utilizando una lancha con motor fuera de borda y una red tipo "Zeppelin" de luz de malla 505 μm por 1.50 m de longitud y 0.60 m de diámetro de boca, equipada con un flujómetro digital para medir el flujo del agua filtrada

Los arrastres fueron realizados con una duración de 10 minutos y a 10 cm por debajo de la superficie del agua para evitar tomar materia orgánica suspendida. El material colectado se colocó en frascos transparentes de plástico con una capacidad de 1lt, fijándose con formol al 10% y 20 ml de una solución saturada de borato de sodio. Cabe mencionar que durante primavera solo se obtuvieron 12 muestras debido a una falla en la red.

Trabajo de laboratorio

En el laboratorio se procedió a determinar la biomasa zooplanctónica, por el método de volumen desplazado (Beers, 1976), normalizada en mL/1000 m³ de agua filtrada (Smith y Richardson, 1979), mediante la siguiente fórmula:

$$E = \frac{n}{V} \times 1000$$

Donde:

E = Biomasa normalizada

n = mililitros de biomasa desplazada

V = volumen de agua filtrada por la red, m³

Para estimar el volumen de agua filtrada, se empleó la siguiente fórmula:

$$\text{Vol. Filtrado} = \frac{\text{Distancia}}{\text{Área}}$$

Donde:

Distancia = (# de revoluciones) (factor de calibración)

Factor de calibración = 0.03671

Área = π (3,1416) (r²)

r = radio de la boca de la red

Los quetognatos fueron contados y separados del resto de los grupos zooplanctónicos, utilizando una caja de Petri, una lámpara con lupa y pinzas de relojero. Los especímenes

fueron almacenados en frascos transparentes de plástico de 50 ml de capacidad, previamente etiquetados con información referente a localidad, fecha, número de estación y finalmente fueron preservados en una solución de formalina neutralizada a una concentración de 4%.

Las fuentes bibliográficas utilizadas para reconocer los quetognatos de los otros grupos zooplanctónicos fueron Boltovskoy (1981), Gómez-Aguirre (1988), Jiménez y Lara (1990), Palomares *et al.*, (1998).

El número de quetognatos por muestra fue normalizado a org. /1000 m³ mediante la siguiente fórmula:

$$N = n \times 1000 / V$$

Donde:

N = número de individuos en 1000 metros cúbicos

n = número de organismos en la muestra analizada

V = volumen de agua filtrada por la red, m³

Para estimar el volumen de agua filtrada, se empleó la siguiente fórmula:

$$V = \pi \times r^2 \times d$$

Donde:

V = volumen de agua filtrada en m³

π = 3,1416

r² = radio de la boca de la red

d = distancia recorrida del arrastre

Una vez obtenidos los valores de la densidad mediante la normalización, se elaboraron mapas de distribución y abundancia (densidad) de quetognatos en la bahía, determinando cuatro categorías: “escasa” (1-39 org./1000m³), “media” (40-399 org./1000m³), “alta” (400-3999 org./1000m³)

y “muy alta” (4000-39999 org./1000m³). Para la elaboración de los mapas se utilizó el programa ArcView GIS 3.2.

RESULTADOS

Variación de la biomasa zooplanctónica

La variación de la biomasa zooplanctónica de primavera (53.2 ml/1000 m³), verano (51.9 ml/1000 m³), otoño (91.4 ml/1000 m³) e

invierno (83.5 ml/1000 m³) presentó diferentes valores; el más alto fue de 33.2 ml/1000m³, registrado en Nogalito en la parte sur del área de estudio en invierno y un mínimo de 0.1 ml/1000 m³ en la desembocadura del Río Cuale en verano que corresponde a la parte media de la Bahía de Banderas (Fig. 2).

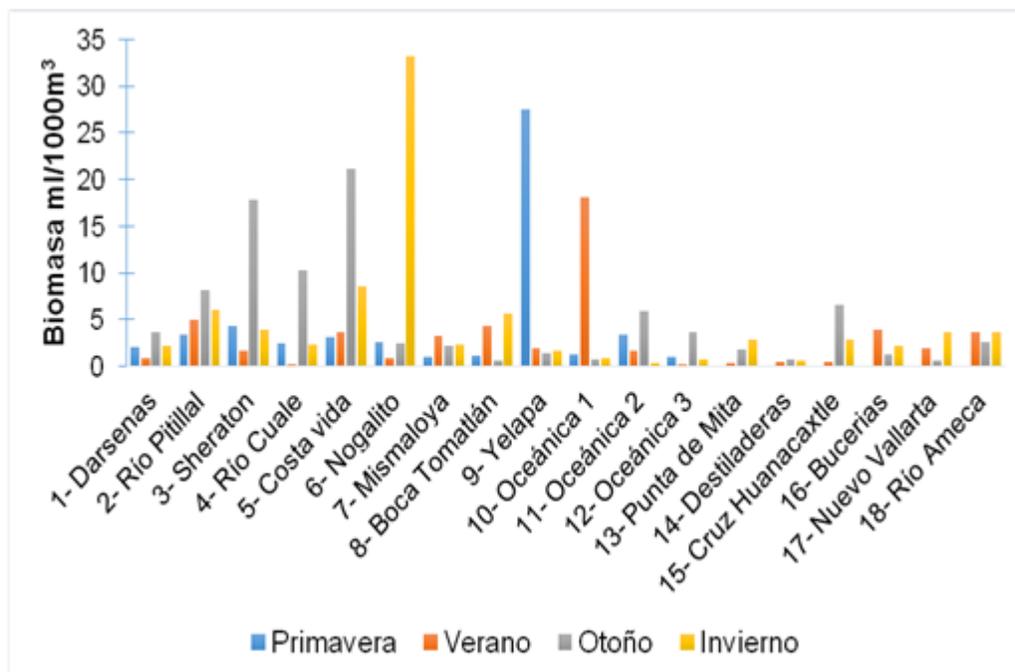


Figura 2. Variación espacio-temporal de biomasa zooplanctónica (mililitros/1000m³) registrada en la Bahía de Banderas en el 2004.

Variación espacio-temporal de la densidad de quetognatos

Una vez normalizado el número de organismos por muestra se obtuvieron las densidades de los quetognatos. Se registró una densidad total de 38,255.06 org./1000m³ en los sitios muestreados y durante primavera a invierno del 2004. Siendo otoño la estación que registro el mayor valor y el menor fue

para primavera. Asimismo los sitios que registraron los valores más altos fueron Río Pitillal y Sheraton.

En primavera la densidad total fue de 3013.34 org./1000m³ que corresponde al 7.87 % (Fig. 3). Las mayores densidades, se registraron en los sitios: Costa Vida (928.46 org./1000m³), Sheraton (529.70 org./1000m³)

Variación espacio – temporal de los Quetognatos de bahía de Banderas

Oceánica 2 (354.68 org./1000m³) y Río Pitilla (316.97 org./1000m³). Por otra parte, se observó que la densidad disminuye en los sitios de mues-

treo: Oceánica 1 (42.02 org./1000m³), Boca de Tomatlán (34.24 org./1000m³) y Yelapa (16.47 org./1000m³) como se muestra en la figura 4.

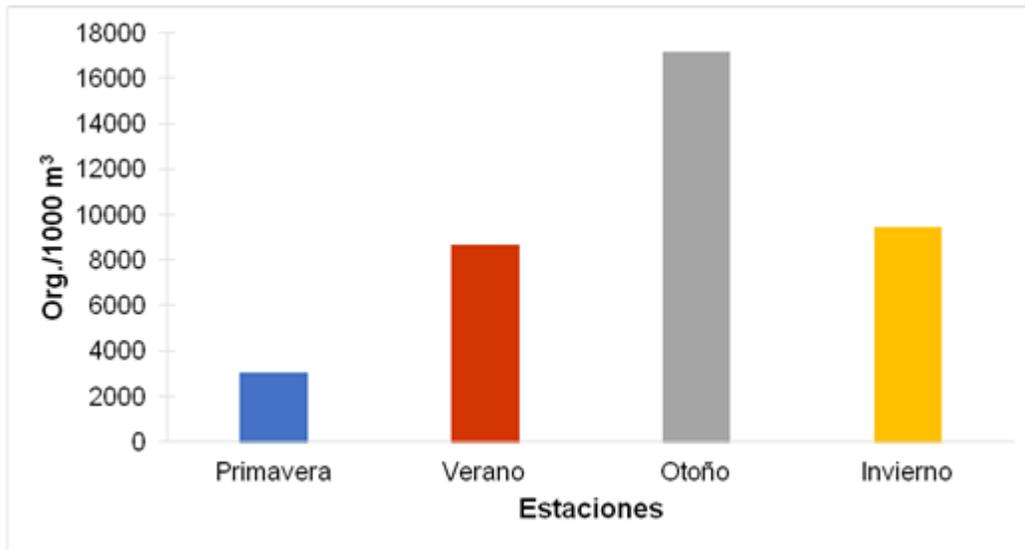


Figura 3. Densidad de quetognatos (organismos /1000 m³) total por temporada en la Bahía de Banderas 2004.

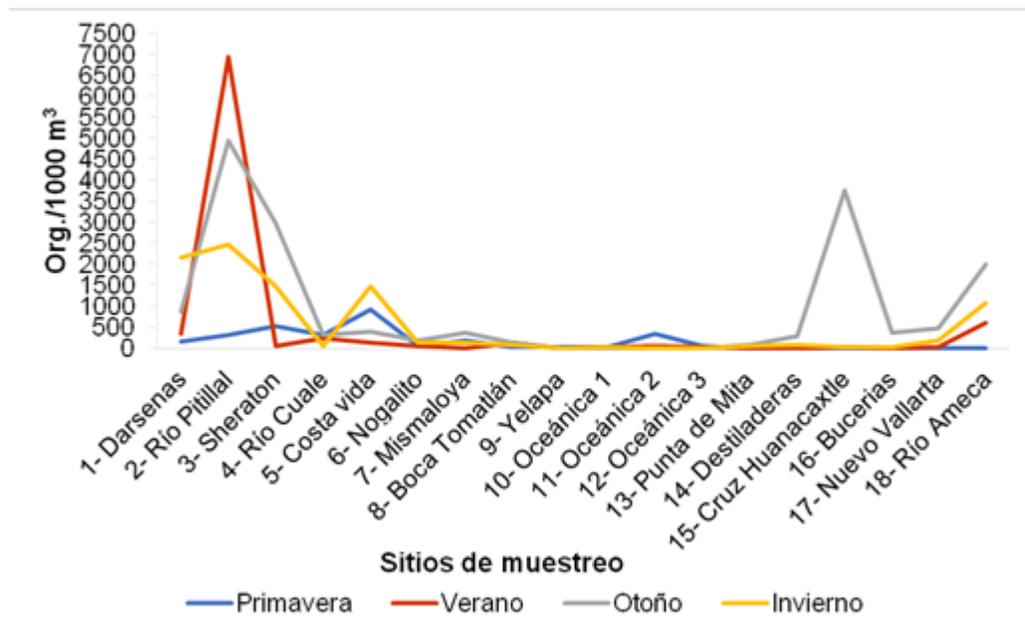


Figura 4. Densidad (organismos /1000 m³) espacio-temporal de quetognatos en la Bahía de Banderas 2004.

En verano ésta fue de 8669.53 org./1000m³ representando el 22.66 % (Fig. 3). La variación espacial evidenció que las mayores concentraciones se registraron en los sitios: Río Pitillal (6,925.14 org./1000m³), Río Ameca (598.39 org./1000m³), Dársena (334.72 org./1000m³) y finalmente Río Cuale (234.94 org./1000m³), los valores mínimos se registraron en Yelapa (2.44 org./1000m³), Bucerías (1.85 org./1000m³), Destiladeras (0.74 org./1000m³) y Punta Mita (0.62 org./1000m³) (Fig. 4).

En tanto que, en otoño se registraron las densidades más altas con un total de 17,135.51 org./1000m³ representando el 44.79 % (Fig. 3). Las máximas densidades se registraron en los sitios: Río Pitillal (4,951.53 org./1000m³), Cruz de Huanacastle (3,748.35 org./1000m³), Sheraton (2,958.19 org./1000m³) y Río Ameca (1,999.27 org./1000m³) en cambio los valores mínimos se presentaron en Océánica 3 (8.53 org./1000m³), Océánica 2 (5.71 org./1000m³), Yelapa (3.96 org./1000m³) y Océánica 1 (1.48 org./1000m³).

Finalmente en invierno la densidad total fue de 9,436.68 org./1000m³ representando el 24.66 % (Fig. 3). Las máximas densidades se registraron en los sitios: Río Pitillal (2,470.76 org./1000m³), Dársena (2,155.34 org./1000m³), Sheraton (1,471.76 org./1000m³), Costa Vida (1,467.85 org./1000m³) y finalmente Río Ameca (1,071.41 org./1000m³), los valores mínimos se registraron en Yelapa (3.96 org./1000m³), Océánica 2 (1.34 org./1000m³) y Océánica 3 (0.71 org./1000m³).

Distribución y abundancia (densidades) de quetognatos

La mayoría de las densidades registradas de primavera a invierno quedaron dentro de la categoría “media” (40-399 org./1000m³) con un 46.96 %. En la categoría “baja” (1-39 org./1000m³) el 25.75 % registrándose un mayor número en verano y en la categoría “alta” (400-3999 org./1000m³) el 19.69 % en éste caso resulto ser otoño e invierno las estaciones con un mayor registro. Por otra parte solo el 4.54 % de las densidades resulto ser < 1 org./1000m³ en verano e invierno y densidades > 4000 org./1000m³ en verano y otoño.

Al relacionar los resultados en las cuatro estaciones del año se observó densidades mayores en los sitios de muestreo que se localizan en la costa este. En cambio donde se obtuvo una densidad menor coincidió con los sitios de muestreo que se localizan en la zona oceánica, norte y sur de la bahía (Fig. 5-8).

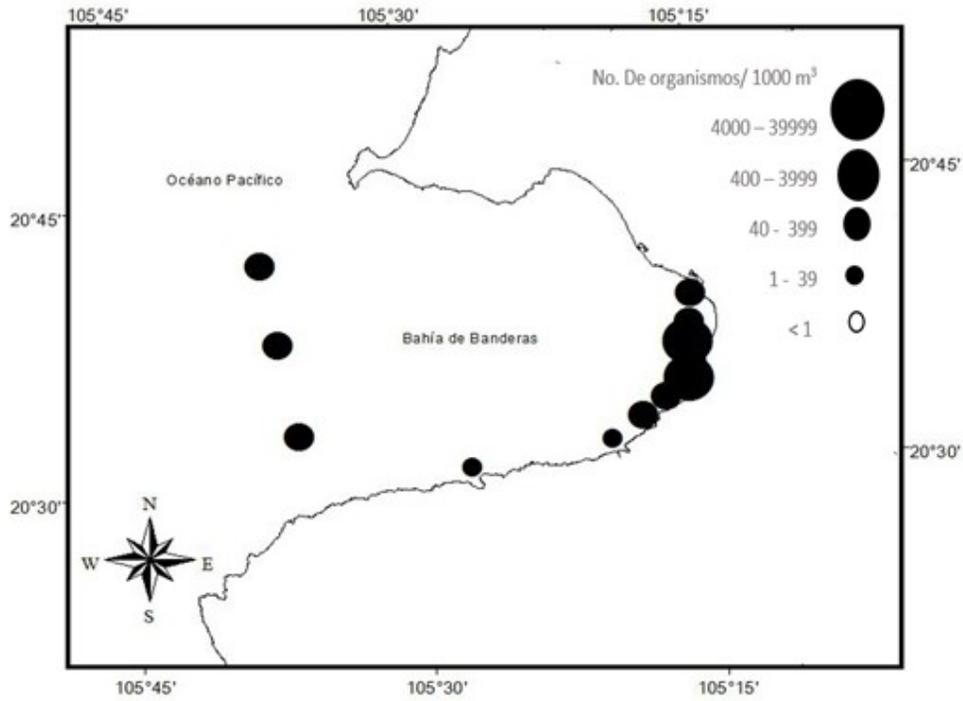


Figura 5. Distribución y abundancia de quetognatos en Bahía de Banderas, primavera de 2004.

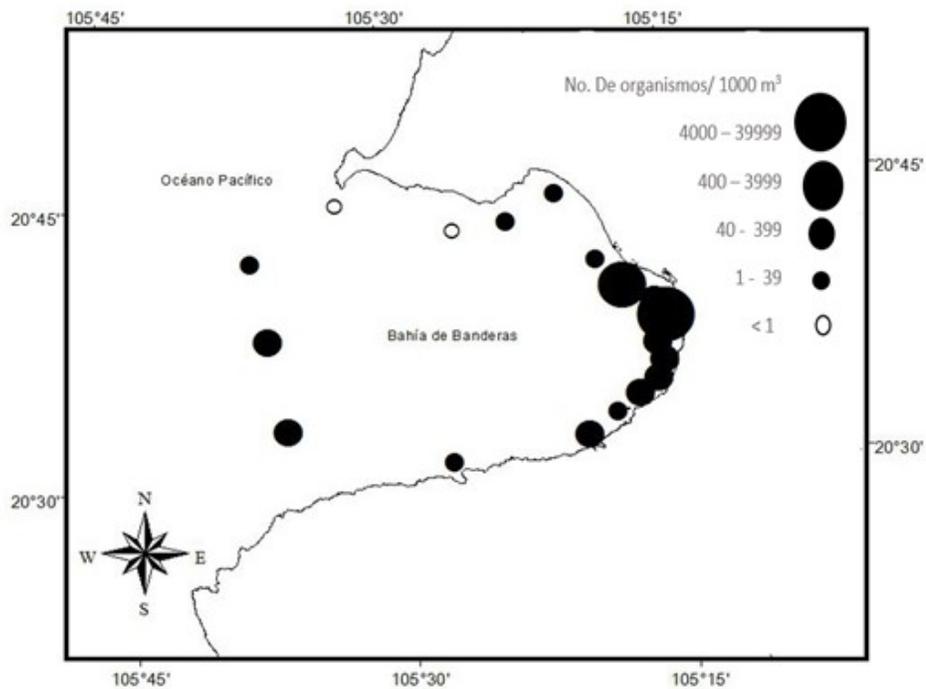


Figura 6. Distribución y abundancia de quetognatos en Bahía de Banderas, verano de 2004.

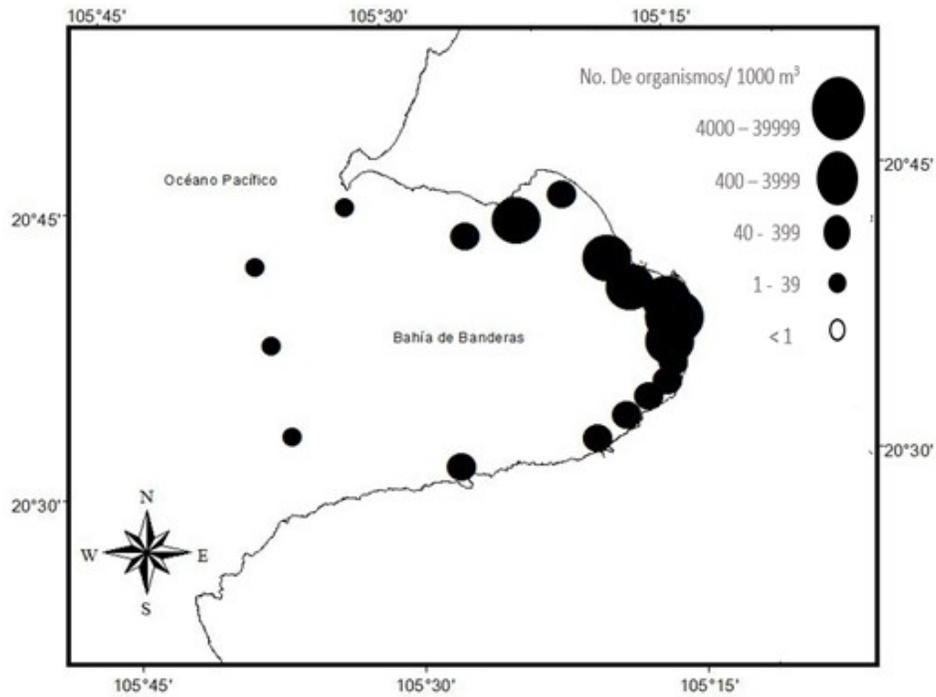


Figura 7. Distribución y abundancia de quetognatos en Bahía de Banderas, otoño de 2004

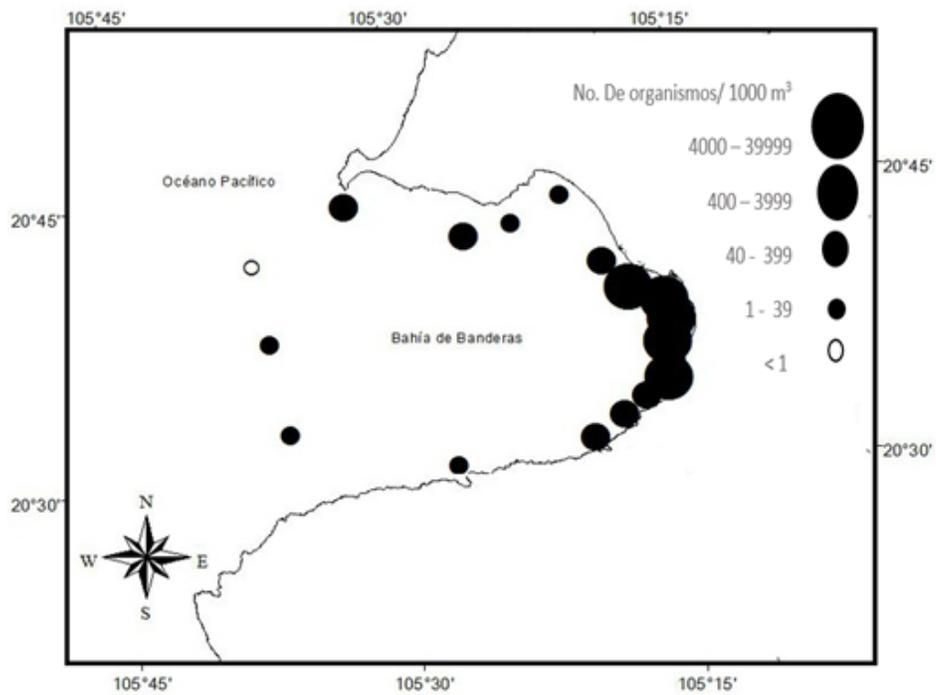


Figura 8. Distribución y abundancia de quetognatos en Bahía de Banderas, invierno de 2004.

DISCUSIÓN

La variación de la biomasa zooplanctónica presentó valores altos en otoño e invierno. Los sitios de muestreo donde se registraron los valores más altos fueron: Costa Vida, Sheraton, Río Cuale, Río Pitillal, Nogalito y Boca de Tomatlán, estos se localizan cerca de la costa y algunos de ellos en las desembocaduras de los ríos. Se ha reportado que el incremento de la biomasa zooplanctónica en algunas localidades de Jalisco y Colima se debe a la gran cantidad de nutrientes aportados por los ríos al interior de las bahías, con efectos favorables la mayor parte del año (Alvares-Cadena *et al.*, 1984; Contreras 1993; Navarro-Rodríguez *et al.*, 200; Navarro Rodríguez *et al.*, 2015). Lo que concuerda con las mayores densidades registradas en este trabajo en los sitios donde se localizan las desembocaduras de ríos puesto que son sistemas de alta productividad, como también de transporte para el incremento de los nutrientes y materia orgánica en suspensión. Esto mismo es señalado por Álvarez-Cadena *et al.* (1984) y Day y Yáñez Arancibia (1985). Por otra parte Suárez-Morales (1994) señaló que la distribución, en general, del zooplancton no es uniforme en un sistema costero sino que existen elementos para afirmar que la distribución, se establece en parches, de modo que en ciertos espacios donde las condiciones son adecuadas, el zooplancton tiende a concentrarse.

En cuanto a la variación temporal de los quetognatos ésta evidenció que las densidades más altas se registraron en otoño, estación que corresponde al principio de la época de secas con un total de 17,135.51 org./1000m³. Lo anterior, coincide con lo

reportado por Álvarez-Cadena *et al.* (2008) quienes mencionaron en su estudio sobre la composición, abundancia y distribución de las especies de quetognatos del litoral norte del Caribe Mexicano que las densidades más altas se registraron durante la época de secas. Esta altas densidades se pueden deber a una mayor productividad en el hábitat que se registra en este periodo del año. Esto mismo es señalado por Canto- Atlatenco (1996).

Respecto a la variación espacial de las densidades de quetognatos los valores más altos se registraron en los sitios correspondientes a la costa y desembocaduras de los ríos en la zona este y norte de la bahía lo cual se podría atribuir a especies de hábitos costeros, debido a que estas pueden presentar densidades elevadas, ya que pueden aprovechar las condiciones biológicas de las aguas costeras en zonas de surgencia (Pineda, 1974; Gili *et al.*, 1987; Navarro-Rodríguez *et al.*, 2015). Disminuyendo dichas densidades drásticamente desde la costa hacia océanos abiertos (Gili *et al.*, 1987; Palma, 1994). Este patrón es observado en el presente trabajo ya que las menores densidades fueron registradas en los sitios oceánicos.

Navarro-Rodríguez *et al.* (2002) señalaron que la biomasa del plancton como indicador de la disponibilidad de alimento, puede ser determinante en la distribución y migración de los quetognatos. Concordando con lo observado en el presente trabajo, debido a que las mayores concentraciones de los quetognatos en otoño e invierno estuvieron asociadas con las altas concentraciones de la biomasa en las mismas estaciones del año, además de presentar una relación con el patrón estacional.

LITERATURA CITADA

- Álvarez-Cadena, J. N., E. Suárez-Morales y J. A. McLelland. (1996). Observations on an isolated population of *Sagitta hispida* Conant (Chaetognatha) in a tropical lagoon system of northeast Yucatan (Mexico) 9 (3):197-204.
- Álvarez-Cadena, J. N., A. R. Almaral-Mendivil, U. Ordóñez-López y A. Uicab-Sabido. (2008). Composición, abundancia y distribución de las especies de quetognatos del litoral norte del Caribe de México. *Hidrobiológica* 18(1), 37-48. Recuperado en 06 de febrero de 2017, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S018888972008000400007&lng=es&tlng=es
- Alvariño, A. (1985). Predation in the plankton realm: mainly with reference to fish larvae. *Investigaciones Marinas CICIMAR* 2 (1): 72-77.
- Arciniega-Flores J.A. (1994). Distribución y Abundancia de los Quetognatos de la Costa de Jalisco, México, Septiembre de 1990. Tesis Profesional. Universidad de Guadalajara. Facultad de Ciencias Biológicas. Guadalajara, Jal.
- Beers, J. R. (1976). Volumetric methods. Pp 56-60. En: Steedmann, H.F. (ed). *Zooplankton, fixation and preservation. Monographs on ocean. Method. No. 4.* UNESCO Press. París.
- Bernache-Jimenez L. (1993). Quetognatos de la plataforma continental de Jalisco y Colima. Agosto de 1988. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. Facultad de Ciencias Biológicas. Guadalajara, Jal.
- Bieri R. (1991). Systematic of the Chaetognatha. XI. Pp. 122-136. En Q. Bone, H. Kapp AC. Pierrot-Bults (eds.). *The Biology of Chaetognaths.* Oxford Science Publications, New York, USA.
- Boltovskoy, D. (1981). Atlas de zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. Instituto Nacional de investigaciones y desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina.
- Cantor-Atlalenco F. (1996). Contribución al conocimiento del zooplancton, de la plataforma occidental de la Península de Yucatán. Tesis de literatura. Escuela de biología, Universidad Autónoma de Puebla.
- Cupul-Magaña, F.G. (1998). ¿Quién es la Bahía de Banderas? *Rev. Divulgare* 21:48-52.
- Day, J. W. y A. Yáñez-Arancibia. (1985). Coastal lagoons and estuaries as an environment nekton, Chap, 3. En: A. Yáñez-Arancibia (ed.) *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration.* UNAM, México, D.F. 17-34.
- Esteves F.A., A Caliman, J.M. Santangelo, R.D. Guariento, V.F. Farjalla y R.L. Bozelli. (2008). Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology* 68 (4): 967-981.
- Gili, J.M., F. Pages y T. Riera. (1987). Distribución de las especies más frecuentes de sifonóforos calcicóforos en la zona norte del Mediterráneo occidental. *Invest. Pesq., Barcelona*, 51 (3): 323-338.
- Gómez-Aguirre, S. (1988). Comunidades planctónicas representativas de estuarios y lagunas costeras del Noroeste de México (105-110 W y 22-27 N), en los años de 1968 a 1973 (tesis de doctorado) México. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Jiménez, P.L.C. y J. R. Lara. (1990). Distribución de biomasa y estructura de la comunidad del zooplankton en el estero de Punta Banda. *Ciencia y Mar* 16(1): 35-48.
- Kotori, M. (1972). Vertical distribution of chaetognaths of the northern North-Pacific ocean and Bering sea. Biological oceanography of the northern North Pacific Ocean. (A.Y. Takenouti, ed.) Idemitsu Shoten, Tokio. 309-331.
- Legendre, L. y S. Démers, (1984). Towards dynamic biological oceanography and limnology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:2-19.
- Mann K.H y J.R.N Lazier. (2006). Dynamics of marine ecosystems: biological-physical interactions in the oceans. Blackwell Publishing, Boston. 496.
- Marques S.C., U.M Azeiteiro., J.C Marques., J. Neto y M.A. Pardal. (2006). Zooplankton and ichthyoplankton communities in a temperate estuary: spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Research* 28: 297-312.
- McLelland, J. A. y H. M. Perry. (1989). Records of deep-water chaetognaths from the northern Gulf of Mexico. *Gulf Research Reports* 8(2): 181-187.
- Mclusky D.S. y M Elliott. (2004). The estuarine ecosystem: ecology, threats and management. Oxford University Press, New York. 216.
- Navarro-Rodríguez, M.C., S. Hernández Vazquez, R. Funes Rodríguez y R. Flores-Vargas. (2001). Distribución y abundancia de larvas de peces de las Familias Haemulidae, Sciaenidae y Carangidae de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Bol. Centro Invest. Biol.* 35 (1): 1-24.
- Navarro-Rodríguez, M.C., R. Flores-Vargas y M. E. González-Ruelas. (2002). Variabilidad espacio-temporal de la biomasa zoopláctónica y la estructura termohalina en la zona costera de los estados de Jalisco y Colima, México. *Bol. Centro Invest. Biol.* 36(3):217-374.
- Navarro-Rodríguez, M.C., R. Flores-Vargas y L. F. González-Guevara. (2015). Variación estacional de los principales grupos zoopláctónicos del área natural protegida estero El Salado, Jalisco, México. *Bio Ciencias.* 3(2): 103-115.
- Oresland, V. (2000). Diel feeding of the chaetognath *Sagitta enflata* in the Zanzibar Channel, western Indian Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 193: 117-123.
- Palomares, R., E. Suárez-Morales y S. Hernández-Trujillo. (1998). Catálogo de los copépodos (Crustacea) pelágicos del Pacífico Mexicano. ECOSUR 1a edición. México: Editorial Regina de los Ángeles S.A. de C.V. 352.
- Pierrot-Bults AC. (1996). Chaetognatha. Pp. 529-596. En: R. Gasca, Suárez E. (eds). Introducción al Estudio del Zooplankton Marino. El Colegio de la Frontera Sur (ECO-SUR)/CONACYT, Chetumal, Quintana Roo, México.
- Pineda, F. (1974). Seasonal distribution of the Chaetognaths in the Bight of Panama. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*, 18 (1-2): 65:88.
- Plascencia-Palomera V. (2010). Estructura de la comunidad de quetognatos (Chaetognatha) y su respuesta a las variaciones hidrológicas en la costa de Jalisco y Colima. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. Autlán de Navarro, Jalisco.

- Raymont, J. E. G. (1983). Plankton and productivity in the oceans. Vol. II, Seg. Pp 824 Ed. Pergamon Press., USA.
- Revé, M. R. (1996). Observation of the biology of a chaetognath. Pp 613-630. En some contemporary studies in marine Science. Barnes Edt.
- Sabates, A. (1990). Distribution pattern of larval fish populations in the Northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 59:75-82.
- Stuart, V. y H. M. Verheye. (1991). Diel Migration and feeding patterns of the chaetognath, *Sagitta friderici*, of the west coast of South Africa. *Journal of Marine Research* 49: 493-515.
- Smith, P.E. y Richardson, S.L. (1977). Técnicas modelo para prospecciones de huevos de larvas de peces pelágicos Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura No.175, 101.
- Suárez-Morales, E. (1994). Comunidades zooplanctónicas de las lagunas costeras. En: de la Lanza Espino G. y Cáceres Martínez C. comp. *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Baja California Sur.



**VARIACIÓN ESTACIONAL DE LOS
PRINCIPALES GRUPOS
ZOOPLANCTÓNICOS Y PARÁMETROS
FÍSICOS DEL ÁREA NATURAL
PROTEGIDA LAGUNA BARRA DE
NAVIDAD, JALISCO.**

Ramiro Flores-Vargas¹⁻², María del Carmen Navarro-Rodríguez², Luis Fernando González Guevara ² y Mirella Saucedo Lozano¹

^{*1}Centro Universitario de la Costa Sur, Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Universidad de Guadalajara

Gómez Farías No. 82 San Patricio-Melaque, Jalisco, México. (UDG-CA-341)

²Centro Universitario de la Costa, Campus Vallarta, Departamento de Ciencias, Universidad de Guadalajara Av. Universidad, No. 203 Delegación Ixtapa Puerto Vallarta C.P. 48280, Jalisco, México. (UDG-CA-885)

Recibido: 05 de septiembre de 2017

Aceptado: 31 de octubre de 2017

RESUMEN

Se analizó la variación estacional de los grupos zooplanctónicos, la salinidad (ups), temperatura (°C) y oxígeno disuelto (mg/l) del área natural protegida laguna Barra de Navidad, Jalisco, México, de invierno a primavera de 2009-2010. De 32 muestras zooplanctónicas recolectadas, se obtuvieron un total de 100,532.25 organismos representados en 23 grupos, sobresaliendo por su importancia en 2009, los carideos con una abundancia relativa del 41.64 %, braquiuros con el 41.42 % y los copépodos representando el 11.68 %. En el periodo 2010 la composición fue de 21 grupos, de los cuales, cuatro representaron la mayor abundancia, carideos con el 33.58 %, braquiuros con 27.57%,

copépodos con 15.47 % y anomuros con el 10.82%. La temperatura en ambos periodos, fue de 25 a 31.5°C en 2009 y de 25 a 28°C en 2010. La salinidad quedó definida por la temporalidad del año de 28.0 a 34.0 ups en 2009 en el periodo de estiaje, en tanto que en el de lluvias fue de 24.0 a 31.0 ups. Para 2010 los valores registrados fueron de 30.0 a 33.5 ups en secas y de 31.0 a 33.0 ups en lluvias. Por otra parte el oxígeno disuelto fue relativamente homogéneo en ambos periodos con intervalos de 4.5 a 6.6 mg/l en 2009 y de 4.3 a 5.4 mg/l en 2010. En lo que respecta a la presencia y distribución de los grupos zooplanctónicos en el sistema, los braquiuros, carideos y copépodos, entre otros, fueron organismos residentes, en tanto que medusas, poliquetos, estomatópodos bivalvos cumáceos, gasterópodos, isópodos, anfípodos, entre otros, se atribuye a la influencia que ejercieron las mareas sobre la circulación interna del sistema, a través de procesos turbulentos de mezclas de aguas. Condición que ocasiono procesos de transporte del fondo a la superficie, favoreciendo por breves periodos el transporte y movimientos migratorios de estos grupos.

Palabras clave: Zooplancton, parámetros físicos, laguna Barra de Navidad.

ABSTRACT

The seasonal variation of zooplankton groups, salinity (ups), temperature (° C) and dissolved oxygen (mg / l) of the natural protected area Barra de Navidad lagoon, Jalisco, Mexico, from winter to spring 2009-2010 were analyzed. From a total of 32 zooplanctonic samples collected, were obtained a total of 100,532.25 organisms represented in 23 groups, standing

out for its importance in 2009 the caridos with a 41.64% relative abundance, brachures 41.42% and copepods 11.68%. In 2010 period the composition was of 21 groups, of which four represented the greatest abundance, caridos with 33.58%, brachures 27.57%, copepods 15.47% and anomores with 10.82%. The temperature in both periods was representative for tropical areas, from 25 to 31.5 ° C in 2009 and from 25 to 28 ° C in 2010. The salinity was defined by the seasonality of the year from 28.0 to 34.0 ups in 2009 dry season, while in the rainy season it was from 24.0 to 31.0 ups. For 2010 the registered values were of 30.0 to 33.5 ups in dry ones and in 31.0 to 33.0 ups in rains. On the other hand, dissolved oxygen was relatively homogenous in both periods with intervals of 4.5 to 6.6 mg / l in 2009 and 4.3 to 5.4 mg / l in 2010. As regards the presence and distribution of zooplanktonic groups in the system, brachures, caridos and copepods, among others, were resident organisms, while jellyfish, polychaetes, bivalve stomatopods, gastropods, isopods, amphipods, among others, is attributed to the influence exerted by the tides on the internal circulation of the system, through turbulent processes of water mixtures. Condition that caused transport processes from the bottom to the surface, favoring transport for short periods and migration of these groups.

Key words: Zooplankton, hydrological parameters of the Barra de Navidad lagoon

INTRODUCCIÓN

El zooplancton es un componente fundamental en la estructura trófica de los

ecosistemas acuáticos (Conde-Porcuna *et al.*, 2004). Estos organismos presentan una amplia diversidad de tamaños en lagunas costeras y tienen la capacidad de distribuirse en la columna de agua; además de ser desplazados por efectos físicos como las corrientes, frentes, surgencias, vientos, estratificación de la columna de agua y acoplamientos estuarino-costeros, entre otros (Álvarez-Silva y Gómez Aguirre, 2000; Álvarez-Silva *et al.*, 2006).

El principal componente de la biomasa está constituido por los diferentes taxos: eufáusidos, copépodos, quetognatos, medusas, estomatópodos, salpas, tunicados, entre otros. Por este motivo, el estudio de la dinámica y la productividad de los ecosistemas costeros son de gran importancia ecológica (Castro-Longoria *et al.*, 1989). Estudio sobre los mecanismos que regulan la riqueza del zooplancton en sistemas acuáticos son esenciales para comprender el funcionamiento y conservación de estos ambientes (Aranguren-Riaño *et al.* 2011, en López Serrano *et al.* 2013).

Conocer, interpretar y describir el comportamiento entre los procesos físicos y la dinámica de las comunidades planctónicas, ha sido objeto de estudio, principalmente la región del Noroeste de México, en donde se ha aplicado un mayor esfuerzo sobre el conocimiento de la composición y abundancia del zooplancton tanto en lagunas costeras como en aéreas específicas del Golfo de California. Algunos de estos trabajos, se han realizado en Bahía de la Paz (Lavaniegos-Espejo y González-Navarro, 1999), en Bahía San Ignacio-Navachiste (De Silva-Dávila *et al.*, 2006), en Bahía de los Ángeles (Lavaniegos-Espejo *et al.*, 2012; Hernández-Nava y Álvarez-Borrego, 2013) y las Guácimas en Sonora

(Álvarez-Tello *et al.*, 2015).

Con respecto a la región del Pacífico Central Mexicano, específicamente para la costa de Jalisco, las aportaciones en torno a temas relacionados con la distribución y abundancia de grupos zooplanctónicos en lagunas costeras, incluyendo el área de estudio son limitados, solo se cuenta con trabajos realizados por Sandoval-Rojo *et al.*, (1988); Álvarez del Castillo *et al.*, (1992); Rodríguez-Cajiga (1993); Navarro-Rodríguez *et al.*, (2004, 2010 y 2015); Meyer-Willerer *et al.*, (2006) y Gómez García *et al.*, (2015). Cabe mencionar que el presente trabajo es el primer estudio sobre los grupos zooplanctónicos que se realiza en la laguna Barra de Navidad, por lo que el principal objetivo es conocer la variación de la abundancia de los grupos zooplanctónicos y los parámetros físicos en la laguna Barra de Navidad.

MÉTODOS

Área de estudio

La laguna Barra de Navidad se ubica en la costa sur del municipio de Cihuatlán, Jalisco a los 19° 12' y 19° 14' LN y los 104° 43' y 104° 45' LO (Fig.1). Cuenta con una extensión aproximada de 3.81 km², geográficamente es un sistema clasificado de acuerdo a Lankford (1977) como parte de la región "D" (localizada en la costa del Pacífico Mexicano, desde Mazatlán hasta la región de Centro América) quedando incluidas dentro del tipo III (plataforma de barrera interna) A (barrera de Gilbert Beaumont). Descrita por Carranza-Edwards (1975), como un sistema que pertenece a las unidades morfo tectónicas tipo VIII continentales de las costas mexicanas (Fig.1).

El sistema lagunar se ubica en el área de influencia de la cuenca del Río Chacala-Purificación, cuenta con aportes de agua fluviales vertidos por el arroyo tributario Arroyo Seco (Fig. 1) descargando al sistema grandes cantidades de material terrígeno de origen continental específicamente durante el temporal de lluvias (Meyer-Willerer *et al.*, 2006). El clima predominante es tropical sub-húmedo (Aw) con temperaturas promedio de 26.4 °C, (García, 1981). Con un régimen de lluvias de mayo a noviembre y una precipitación máxima de 400 mm y una promedio anual de 1,200 mm (Meyer-Willerer *et al.*, 2006). La batimetría del área de estudio es de tres metros en áreas someras y de hasta siete metros en el área de comunicación con el mar (Rodríguez, 1985).

Trabajo de campo

En el área de estudio fueron ubicados cuatro sitios de muestreo de forma lineal cubriendo una superficie de área de barrido de aproximadamente 2,964.2m², con una distancia aproximada entre sitios de 100 m (Fig.1) Las muestras se obtuvieron mediante ocho arrastres de enero de 2009 a diciembre de 2010, empleando la metodología estándar descrita por Smith y Richardson (1977); utilizando una lancha con motor fuera de borda y una red tipo Zeppelin, con luz de malla de 505 µm por 1.50 m de longitud y 0.60 m de diámetro de la boca equipada con flujómetro digital para medir el volumen de agua filtrada. Los arrastres fueron realizados con una duración de 10 minutos y bajo condiciones de marea alta, apoyándose en las tablas de marea emitidas por el Departamento de Oceanografía Física del CICESE (Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada)

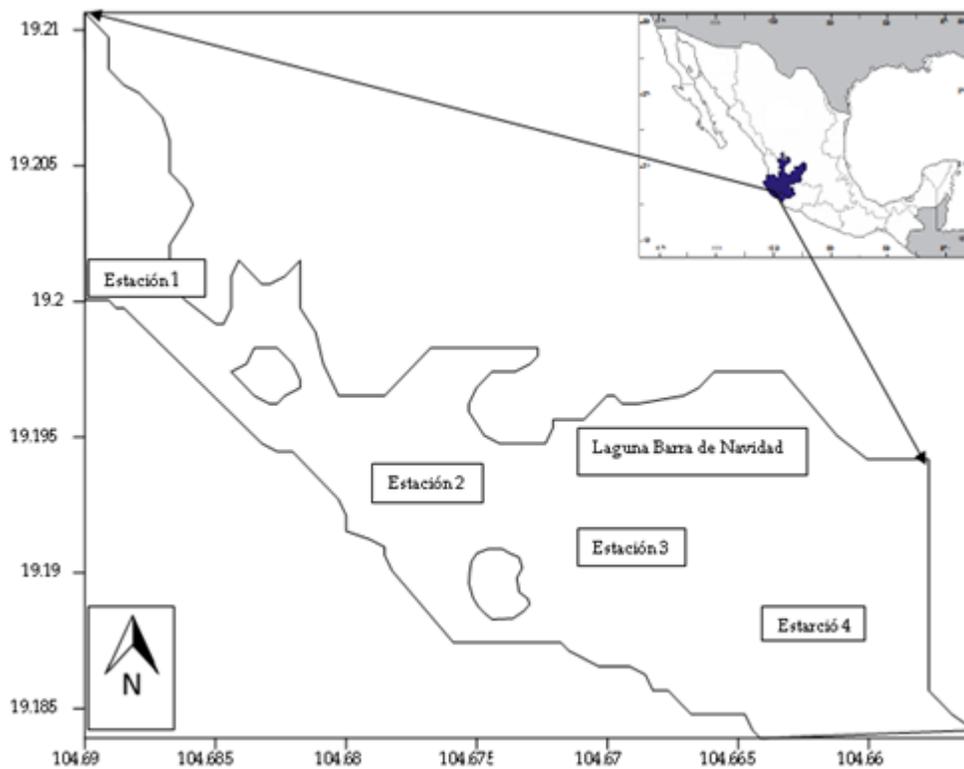


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en la laguna Barra de Navidad, Jalisco (2009-2010).

y a 10 cm por debajo de la superficie del agua para evitar tomar materia orgánica suspendida y sedimentos, de forma simultánea, en cada sitio de muestreo se obtuvieron los datos de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto superficiales por medio de un multiparámetro (Hach Sension 156). La profundidad y transparencia se determinaron mediante el disco de Sechii. El material recolectado fue colocado en frascos de plástico transparente de 1 litro de capacidad y preservado con alcohol al 50%

Trabajo de laboratorio

En el laboratorio, los grupos zooplanctónicos fueron separados y colocados en frascos (20mL) debidamente etiquetados para su posterior identificación, las principales fuentes bibliográficas utilizadas fueron Palomares *et al.*, (1998); Gasca y Suárez, (1996); Todd *et al.* 2000 y Miller y Kendall, (2009) y estandarizados a un volumen de mL/100m³ de agua filtrada mediante la siguiente fórmula:

$$E = \frac{n}{V} \times 100$$

Donde:

E = abundancia normalizada

n = número de organismos

V = volumen filtrado de agua

Para estimar el volumen filtrado de agua, se empleó la siguiente fórmula:

$$\text{Vol. Filtrado} = \frac{\text{Distancia}}{\text{Área}}$$

Donde:

Distancia = (No. de revoluciones) (factor de calibración)

$\text{Factor de calibración}$ = 0.03671

$\text{Área} = \pi (3,1416) (r^2)$

r = radio de la boca de la red

RESULTADOS

Biomasa y composición zooplanctónica

La abundancia de los grupos zooplanctónicos estuvo influenciada por dos condiciones ambientales bien definidas en el área de estudio, la primera es en función a la comunicación permanente con el mar, a través de una boca efímera y bajo los efectos de los ciclos de mareas de tipo mixto, con dos pleamares y dos bajamares diarias, por lo que la distribución y abundancia estacional de la biomasa zooplanctónica fue moderada (Fig.2) principalmente durante la bajamar y la segunda condición fue durante el periodo de lluvias debido al aporte de nutrientes de mayo a noviembre por el cuerpo de agua Arroyo Seco. Meyer-Willerer *et al.* (2006) y Navarro-Rodríguez *et al.* (2015), señalan que estos procesos son importantes para variabilidad en la distribución y abundancia de la biomasa.

Por lo que el material recolectado estacionalmente de invierno a otoño 2009-2010, reportó un total de 100,532.25 organismos representados en 23 ordenes, de estos, tres grupos destacaron en 2009, por su abundancia, los carideos que registraron una abundancia relativa del 41.64 % y una abundancia promedio de 8,699.25 org/100 m³, seguido de los braquiuros con el 41.42 % y 8,653 org/100 m³ y finalmente los copépodos con el 11.68 % y 2,440.25 org/100 m³ (Tabla 1).

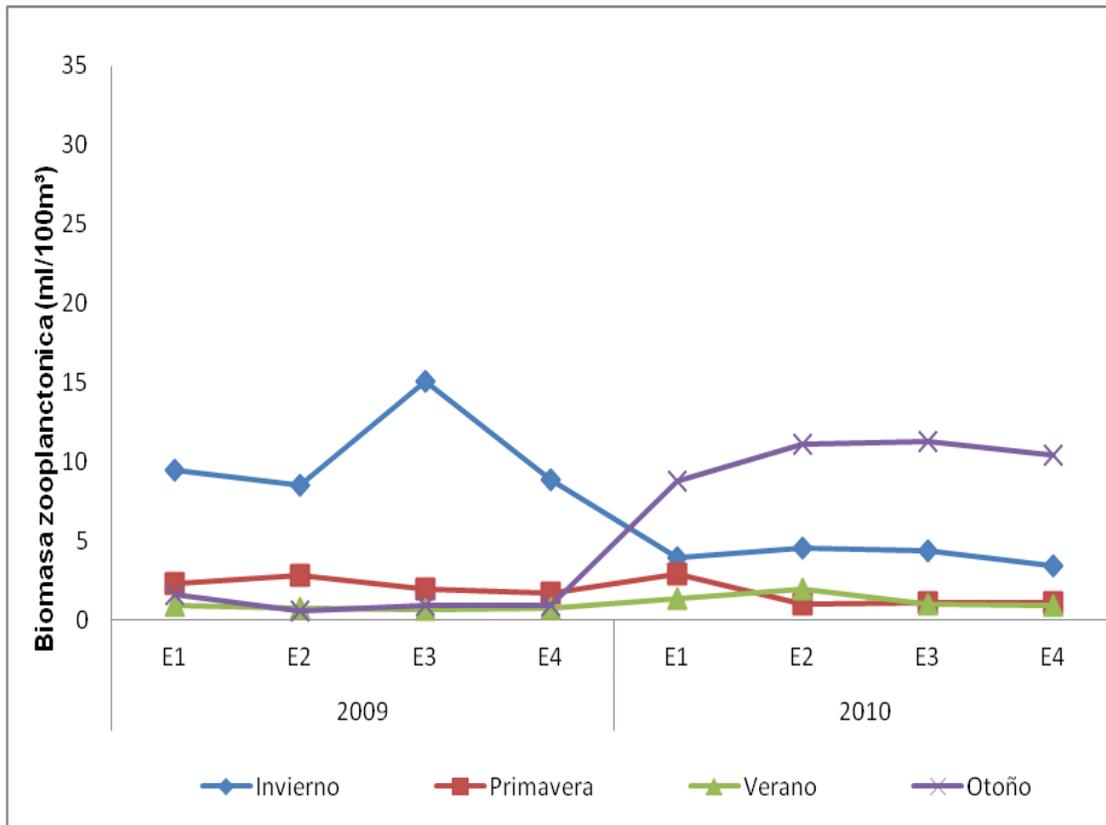


Figura 2. Variación estacional de la biomasa zooplanctónica en Barra de Navidad, Jalisco durante 2009-2010.

Por otro lado, los grupos que no presentaron una abundancia relativa significativa, se analizaron dentro del grupo de “otros” (larvas de peces, anomuros, quetognatos, entre otros) representando el 5% (Fig. 3).

Respecto al periodo de 2010 la composición de los grupos taxonómicos

estuvo constituida por 21 órdenes, de las cuales, presentaron la mayor abundancia relativa, los carideos constituyendo el 33.58 % y 2617.5 org/100 m³, seguido de los braquiuros con el 27.57% y 2149 org/100 m³ de abundancia promedio, los copépodos con el 15.47 % y 1206 org/100 m³ y finalmente los anomuros con el 10.82 % y 843.75 org/100 m² (Tabla 2).

Tabla 1. Abundancia promedio (org/100m³) y relativa (%) de los grupos zooplanctónicos capturados la laguna Barra de Navidad, Jalisco durante 2009.

Grupos Zooplanctónicos	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Abun.Promd. (Org/100 m ³)	Abundancia Relativa (%)
Carideos	18661	14172	966	998	8699.25	41.6
Braquiuros	20658	11561	1549	844	8653	41.4
Copépodos	3761	3631	1466	903	2440.25	11.7
Huevos de pez	427	401	692	264	446	2.1
Larvas de pez	361	174	116	81	183	0.9
Anomuros	0	76	200	170	111.5	0.5
Quetognatos	10	44	92	127	68.25	0.3
Anfípodos	19	158	16	17	52.5	0.3
Gasterópodos	13	26	103	64	51.5	0.2
Poliquetos	7	5	88	52	38	0.2
Estomatópodos	28	18	29	40	28.75	0.1
Apediculados	4	2	42	42	22.5	0.1
Salpas	23	20	0	29	18	0.1
Sifonóforos	2	2	1	55	15	0.1
Medusas	19	13	21	6	14.75	0.1
Larva zoeas	22	18	0	14	13.5	0.1
Cumáceos	16	19	6	0	10.25	0.0
Ostrácodos	22	7	3	3	8.75	0.0
Pterópodos	5	5	0	5	3.75	0.0
Cirripedios	5	4	3	3	3.75	0.0
Misidáceos	2	3	3	4	3	0.0
Bivalvos	3	1	3	3	2.5	0.0
Isópodos	2	1	1	2	1.5	0.0
Totales	44065	16189	5396	3721.3	20889.25	100

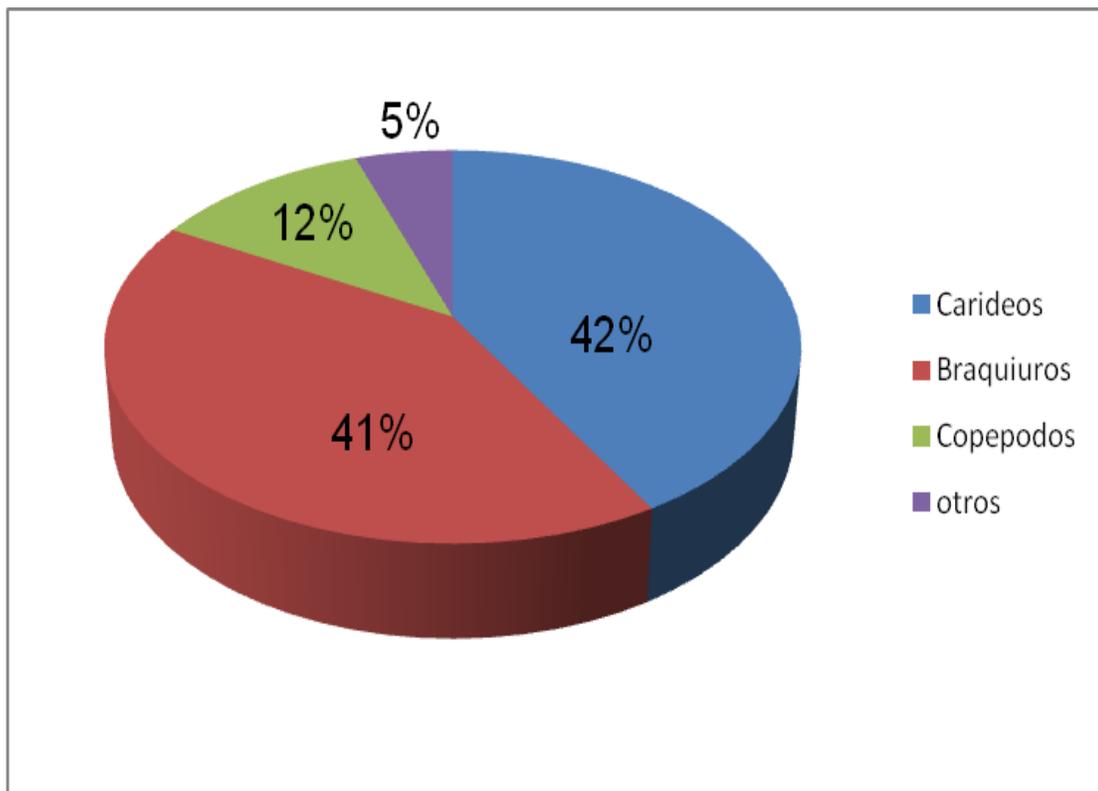


Figura 3. Porcentaje de abundancia de los grupos dominantes y los de menores densidades en Barra de Navidad, Jalisco durante 2009.

Variación estacional de los principales grupos zooplanctónicos

Tabla 2. Abundancia promedio (org/100m³) y relativa (%) de grupos zooplanctónicos capturados estacionalmente en la laguna Barra de Navidad, Jalisco durante 2010

Grupos Zooplanctónicos	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Abun.Porom. (Org/100 m ³)	Abund. Retativa (%)
Carideos	3685	1239	1793	3753	2617.5	33.6
Braquiuros	4084	1286	680	2546	2149	27.6
Copépodos	2948	996	672	208	1206	15.5
Anomuros	1441	857	729	348	843.75	10.8
Huevos de pez	663	579	412	48	425.5	5.5
Estomatópodos	314	75	112	238	184.75	2.4
Larvas de pez	214	82	25	39	90	1.2
Ostrácodos	83	85	12	18	49.5	0.6
Quetognatos	95	23	32	31	45.25	0.6
Larva zoeas	40	33	10	62	36.25	0.5
Anfípodos	8	12	9	82	27.75	0.4
Sifonóforos	47	48	7	2	26	0.3
Gasterópodos	36	29	6	26	24.25	0.3
Poliquetos	33	13	17	22	21.25	0.3
Apediculados	0	8	15	34	14.25	0.2
Medusas	0	4	4	43	12.75	0.2
Salpas	14	9	4	15	10.5	0.1
Cumaceos	0	0	3	9	3	0.0
Bivalvos	5	3	0	4	3	0.0
Misidáceos	2	1	3	5	2.75	0.0
Cirripedios	3	2	1	4	2.5	0.0
Totales	13710	5381	4542	7528	7795.5	100

Los grupos que no presentaron una abundancia relativa significativa, se ubicaron dentro del grupo de los “otros” donde se incluyeron a los estomatópodos, quetognatos, anfípodos, poliquetos, medusas, entre otros (Fig. 4).

Navarro-Rodríguez *et al.* (2015), señalan que la mayor diversidad se registró en invierno en donde el componente principal fueron los quetognatos, copépodos y carideos, en verano, braquiópodos, carideos y copépodos, para otoño por braquiuros, quetognatos y carideos y en primavera braquiuros, carideos y estomatópodos. López Serrano *et al.* (2013) mencionan que la tendencia de la distribución espacial del meso zooplancton mostró una respuesta diferencial, con alternancia entre agregaciones importantes en la temporada secas, indicando que los copépodos conformaron el grupo dominante en las temporadas de secas y lluvias. Coincidiendo con los autores, ya que en el presente trabajo en ambas temporadas dominaron ampliamente los braquiópodos, carideos y copépodos, con mayores abundancias en la temporada seca (otoño, invierno y primavera) y bastante frecuentes en las estaciones someras.

Por otro lado Contreras Espinoza (1993) y Suárez Morales (1994), señalan que la relación marea-volumen y el tiempo de permanencia del agua dentro del estero, propician un tiempo mayor de residencia del zooplancton. Es importante resaltar que la ocurrencia y la abundancia de diversos organismos mero planctónicos en sistemas lagunares dependen de los hábitos de reproducción y permanencia de los diversos estadios del ciclo de vida de las especies zooplanctónicas (Pantaleón-López *et*

al. 2005). Ruiz (1985), señala que en aguas someras de lagunas costeras, bahías, esteros y desembocaduras de los ríos, la temporada de reproducción de los crustáceos decápodos se lleva a cabo de primavera a verano en condiciones de temperaturas mayores de los 23°C, cubriendo un periodo de desove que se prolonga de siete a nueve meses al año, debido a este proceso numerosas larvas de crustáceos decápodos presentan una constante permanencia en los componentes zooplanctónicos.

Para el presente trabajo grupos como los braquiuros y carideos presentaron afinidad a las condiciones salinas del sistema, así como, una mayor distribución en las estaciones protegidas esta condición se atribuye a que estos dos grupos se pueden reproducir en la laguna debido a que las concentraciones salinas son similares a la del mar y a la condición de protección que brinda, lo que les permite mantenerse en este hábitat, contribuyendo al incremento de la biomasa, este hecho puede ser la causa probable de la dominancia de estos dos grupos sobre el resto de los organismos zooplanctónicos .

Los copépodos por su parte estuvieron presentes en los cuatro sitios de muestreo y en tres de las cuatro estaciones del año (secas), López-Serrano *et al.* (2013) señalan que la composición por grupos y abundancia del zooplancton en la Laguna Inferior (Sistema Lagunar Huave, Oaxaca) fueron los copépodos los que representaron el 80% del componente total de la biomasa, además de estar presentes tanto en las temporadas de secas y lluvias. En el presente trabajo los copépodos representaron al tercer grupo dominante en ambas temporadas (2009 y 2010) con el 11.68

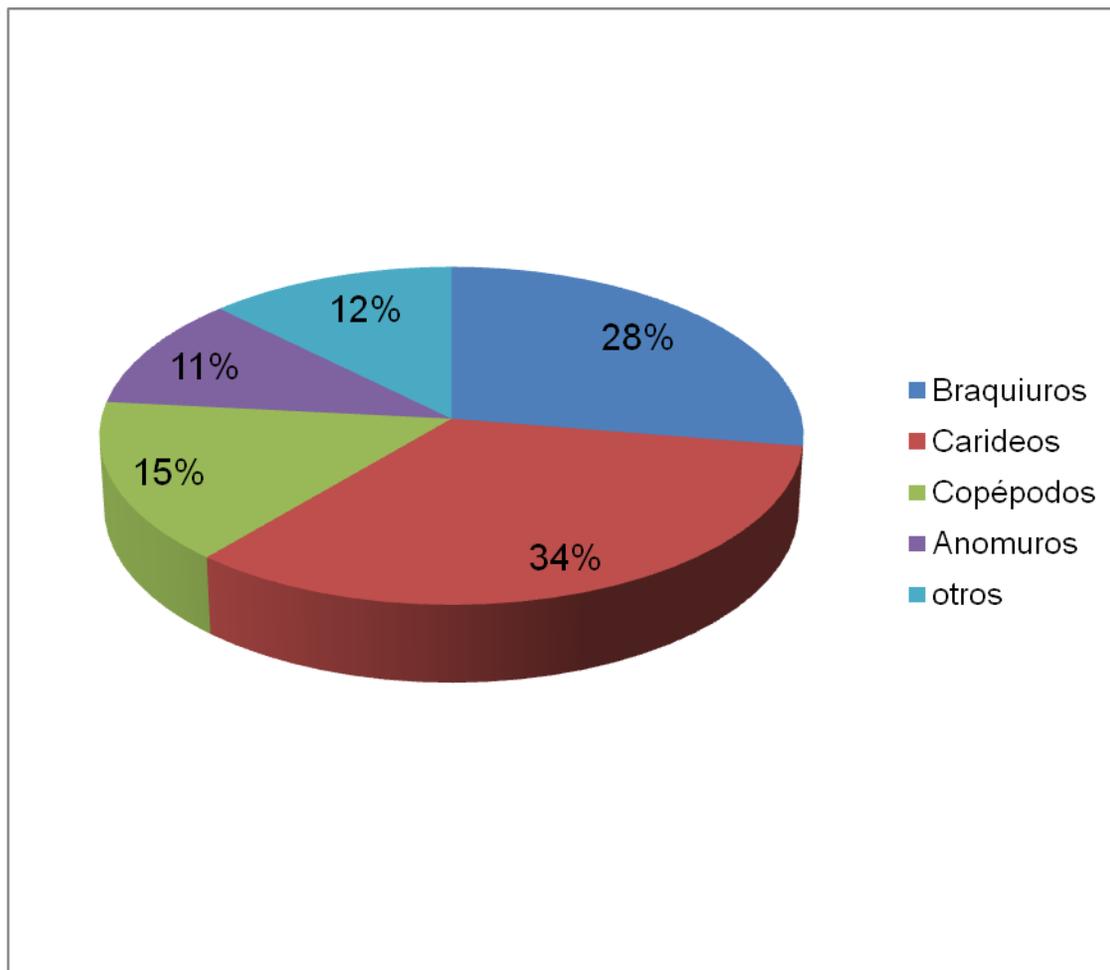


Figura 4. Porcentaje de abundancias de los grupos dominantes y los de menores densidades en Barra de Navidad, Jalisco durante 2010.

(2440.25 org/100 m³) y el 15 % (1206 org/100 m³) respectivamente, estuvieron ampliamente distribuidos debido a los procesos de mareas con respecto al resto de los organismos, puesto que la ocurrencia de otros grupos solo se determinó en ciertos meses, Yáñez-Arancibia, (1986, en Pantaleón-López *et al.* 2005) señala que la frecuencia de las especies en este tipo de hábitats se debe a sus estrategias alimentarias o bien reproductivas lo que les permite utili-

zarlos constantemente.

En lo que respecta a la presencia de medusas así como organismos bénticos como poliquetos, estomatópodos bivalvos cumáceos, gasterópodos, isópodos, anfípodos, entre otros, se atribuye a la influencia que ejercieron las mareas sobre la circulación interna del sistema, a través de procesos turbulentos de mezclas de aguas.

Condición que ocasiono procesos de transporte del fondo a la superficie, favoreciendo por breves periodos el transporte y movimientos migratorios de estos grupos debido a la poca profundidad del sistema lagunar, concordando con lo descrito por Meyer-Willerer *et al.* (2006).

Parámetros físicos

Con respecto, a la variación estacional de la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, se observó una clara influencia por las condiciones climáticas de la temporada. Es importante señalar que durante la el desarrollo del presente estudio fue “año niño” (El Niño-Oscilación del Sur) (ENSO 1009-2010) en el cual se describe para la primera mitad del año una etapa cálida y para la segunda mitad una fría. La temperatura registrada presentó variaciones con valores máximos y mínimos para las estaciones de invierno a primavera de 2009, de los 26.0 °C a 25.0 °C y de 31.0 a 29.0 °C respectivamente, aun cuando al final de primavera se presentó un ligero incremento en los promedios registrados para la temporada, de forma subsecuente en verano se presentó un incremento registrando valores de hasta 31.2°C, y en otoño donde los valores se establecieron a 31.5°C (Fig. 6). En cuanto al periodo de 2010 la variación de la temperatura en invierno presentó valores máximos de 29.0° C y mínimos 25.0 °C, en tanto que en primavera fueron de 31.5 a 28 °C, en verano los promedios fuero similares de 31.0 a 28.0 °C, hacia la parte final de otoño los valores promedios presentaron un descenso (27 °C) en la temperatura (Fig. 5). Meyer-Willerer *et al.* (2006), indican que la temperatura en la laguna barra de Navidad fue representativa para cuerpos tropicales, cálida en verano con promedios de (28.0-30.6°C) y templada en

época de secas de (25.0-28.9°C), por su parte Navarro-Rodríguez *et al.* (2001), mencionan que en la región norte de Jalisco la temperatura del mar estuvo altamente influenciada por el patrón estacional de la corriente del Pacífico Oriental, por lo que en la primera mitad del año de invierno a primavera las temperaturas fueron bajas (22.4 °C), en tanto que de abril a octubre se presentaron valores altos 28.8 a 29.8 °C (cálidas).

En el área de estudio, fue evidente identificar dos temporadas, una templada de invierno a primavera y una cálida de verano a otoño, es importante señalar que durante el periodo de estudio del presente trabajo, se presentaron durante el temporal de lluvias remanentes de agua continental por escorrentías y por el arroyo tributario Arrollo Seco con temperaturas más bajas por lo que en gran medida esta situación generó una baja en los valores bajos registrados en la temperatura, Navarro-Rodríguez *et al.* (2001), en un estudio realizado en las costas de Jalisco y Colima, establecen, un periodo cálido caracterizado por las altas temperaturas en verano, que puede ser relacionado con la intensificación de la Corriente Costera de Costa Rica, un segundo periodo de menor temperatura en invierno que puede ser relacionado con el desplazamiento con la Convergencia Intertropical, al mismo tiempo que la Corrientes costera de Costa Rica se debilita y un periodo de transición que se caracteriza por un incremento en la temperatura en primavera y verano. Situación fue observada de acuerdo a los registros señalados con anterioridad, además de contar con los procesos de mareas que facilitaron la entrada de agua fría al interior del sistema lagunar. Por su parte Flores-Verdugo *et al.* (1989) explican que el grado de exportación o

Variación estacional de los principales grupos zooplanctónicos

reciclamiento dentro del propio ecosistema va a depender, en gran parte, de las características geomorfológicas, de la intensidad de las mareas y los aportes fluviales.

Los valores de los registros de la salinidad en el sistema fueron elevados durante invierno (28.0-34.0 ups) y primavera (31.5 a 34.0 ups), pero en verano en la época de lluvias, ésta disminuye, formándose un gradiente de menor a mayor concentración de salinidad, partiendo de la entrada de agua dulce aportada por Arroyo Seco a través de la boca y hacia los sitios con mayor mezcla,

presentando valores de 24.0 a 30 ups, para nuevamente en otoño presentar valores de 31.0 debido por los aportes de agua marina por medio de las mareas (Fig.5). Para 2010, la salinidad fue relativamente alta y con variaciones menores tanto en temporada de lluvias como en la de secas, presentando durante el invierno valores de 30.5 a 32.0 ups, desde la boca hacia la zona de mezcla, en primavera se registraron valores de 33.3 a 33.5 ups, siendo los registros más altos en ambas temporadas, en tanto que en verano y otoño se presentaron valores de 31.0 y 32.0 ups, en ambas estaciones (Fig. 5).

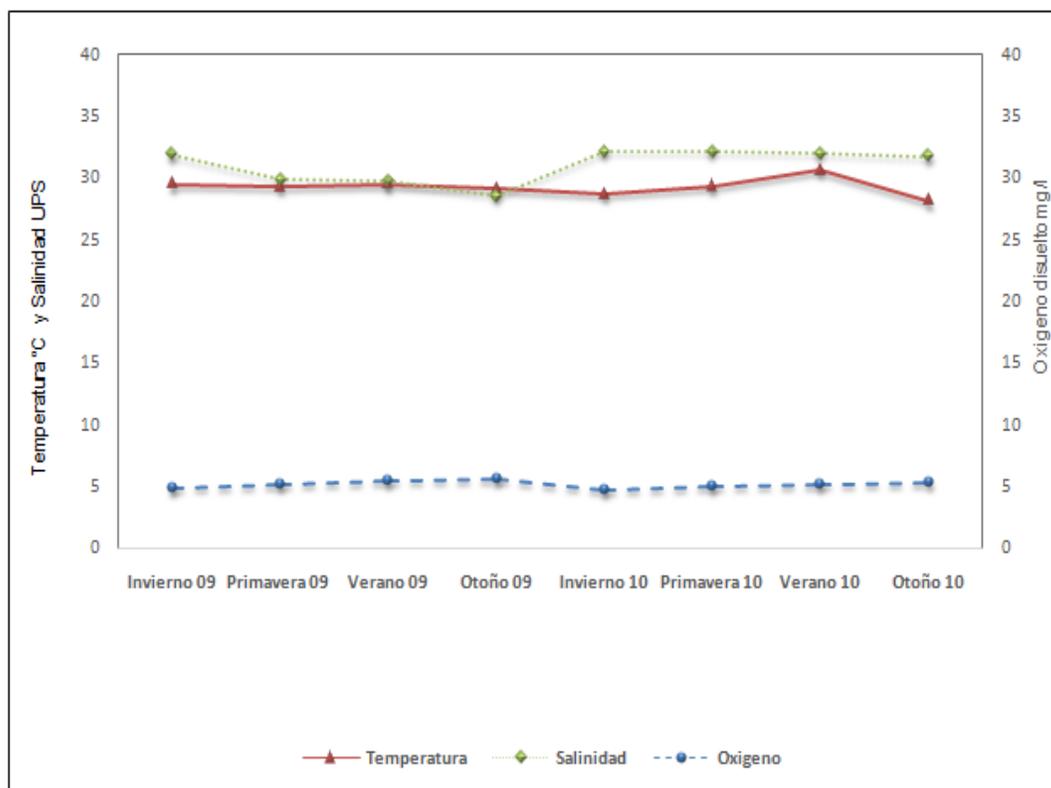


Figura 5. Variación estacional de la temperatura (°C), salinidad (ups) y oxígeno disuelto en Barra de Navidad, Jalisco durante 2009-2010.

Navarro-Rodríguez *et al.* (2001) y Navarro-Rodríguez *et al.* (2002) señalan que las variaciones en la salinidad en la zona costera de la parte norte de Jalisco, se debieron principalmente a las escorrentías, a los aportes pluviales y a los aportes proveniente de ríos que desembocan a lo largo de la zona costeras durante el temporal lluvias. El área de estudio durante 2009 se presentó una temporada con aportes importantes de agua dulce procedente del Arroyo Seco lo que generó un decremento en la salinidad (24.0 ups), sin embargo, de invierno a primavera para 2010 las condiciones salinas fueron más estables con registros de 33.0 ups (Fig. 5).

Respecto al oxígeno disuelto, los promedios registrados desde la boca hacia la zona somera y de mezcla, con valores relativamente homogéneos en invierno 2009 de 4.6 a 5.0 mg/l, en primavera de 4.5 a 5.5 mg/l, en verano de 5.7 a 6.6 mg/l, al final del otoño con de 4.5 a 5.5 mg/l. Para el periodo 2010 presenta un patrón similar al 2009, valores en invierno de 4.3 a 5.3 mg/l, en primavera de 5.6 a 6.3 mg/l, en verano de 4.6 a 5.4 mg/l, al final de la temporada de estudio en otoño se registraron los valores relativamente más bajos con un máximo 4.9 mg/l y un mínimo de 3.8 mg/l (Fig.5).

Al respecto, Meyer-Willerer *et al.* (2006) para el mismo sistema describe una sobre saturación de oxígeno disuelto de 10.05 mg/l, señala que la laguna recibe grandes aportes de nutrientes de origen terrígeno así como aguas residuales, lo que genera una elevada biomasa de fitoplancton, elevando probablemente la concentración de oxígeno como resultado de la fotosíntesis. Por su parte Ramos-Ruiz (2005) señala que las concentraciones de oxígeno

posiblemente puedan estar relacionadas con los cambios estacionales de la laguna, por ser un cuerpo de agua con boca efímera se considera que la energía de la marea es determinante en el funcionamiento hidrobiológico así como en la composición de la comunidad zooplanctónica de la misma.

Cabe señalar que la laguna Barra de Navidad forma parte de ocho sistemas RAMSAR decretados en 2008 (CONANP, 2015), en la costa de Jalisco. Las características propias de este sistema como muchos otros, juega un papel primordial como áreas propicias favoreciendo la reproducción y crianza la disponibilidad de alimento y desarrollo de numerosos organismos, dado que existe una elevada energía y productividad determinando que, en la mayoría de los casos, estos sistemas son verdaderos viveros de numerosas especies, que posteriormente como juveniles y adultos se integraran a los stocks productivos en donde son aprovechados tanto por la pesca comercial como artesanal, por lo que es importante establecer políticas ambientales preventivas, para lo cual es necesario conocer las características naturales y sociales del área, de manera que las relaciones que se generan entre el desarrollo y los componentes específicos del ambiente puedan identificarse (Navarro-Rodríguez *et al.*, 2002; Navarro-Rodríguez *et al.*, 2006; Navarro-Rodríguez *et al.*, 2015).

LITERATURA CITADA

- Álvarez del Castillo, M., Hendrikx, M.E. y Rodríguez, S. 1992. Crustáceos decápodos de la laguna barra de Navidad, Jalisco, México. *Proceedings of the San Diego Society of Natural History* 27: 1-9.
- Álvarez-Silva, C. y Gómez-Aguirre, S. (2000). Listado actualizado de la fauna de copépodos (Crustácea) de las lagunas costeras de Veracruz, México. *Hidrobiológica*. 10(2): 161-164.
- Álvarez-Silva, C., Miranda-Arce, G., De Lara-Issasi, G. y Gómez-Aguirre, S. (2006). Zooplancton de los sistemas estuarinos de Chantuto y Panzacola, Chiapas, en época de secas y lluvias. *Hidrobiológica*. 16(2): 175-182.
- Álvarez-Tello, F.J., López-Martínez, J., Funes-Rodríguez, R., Lluch-Cota, D. B., Rodríguez-Romero, J. y Flores-Coto, C. (2015). Composición estructura y diversidad del mesozooplancton en Las Guíasimas, Sonora, sitio Ramsar en el Golfo de California, durante el año de 2010. *Hidrobiológica*. 25 (3): 321-334.
- Beers J. R. (1976). Volumetric methods. En: STEEDMAN HF (ed). *Zooplankton fixation and preservation*, pp. 56-60. UNESCO Press, Paris.
- Conde-Porcuna, J. M., Ramos-Rodríguez, E. y Morales-Baquero, R. (2004). El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas*. 13(2): 23-29.
- Carranza-Edwards, A. Gutiérrez-Estrada, M. y Rodríguez-Torres, R. (1975). *Anales del Centro Ciencias del Mar y Limnología. Unidades Morfo-Tectónicas Continentales de las Costas Mexicanas*. Univ. Nal. Autón. México. 2(1): 281-88.
- Castro-Longoria, R. (1989). Aspectos generales de las lagunas costeras. *Unísono*, 46: 22.
- CONANP. (2015). Programa de Conservación y Manejo (PCyM) de la Laguna Barra de Navidad Humedal de importancia Internacional. Comisión Natural áreas Naturales Protegidas: http://ramsar.conanp.gob.mx/docs/sitios/lineamientos_instrumentos/LAGUNA_BARRA_DE_NAVIDAD.pdf
- Contreras Espinoza, F. (1993). Ecosistemas costeros mexicanos. 1ra. edición. México: Editorial Técnico Científicas SA. de CV, 415 p.
- De Silva-Dávila, R., Palomares-García, R., Zavala-Norzagaray, A. y Escobedo-Urías, D. C. (2006). Ciclo anual de los grupos dominantes del zooplancton en Navachiste, Sinaloa. *Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans*. 4(1): 25-39.
- Flores Verdugo, F.J., Briseño Dueñas, R., González Farías, F. y Calvario Martínez, O. (1989) Balance de carbón en un ecosistema lagunar estuarino de boca efímera en la costa noroccidental de México (estero El Verde Sinaloa). En: de la Rosa Vélez y González Farías F., comp. *Temas de Oceanografía Biológica en México*. Baja California Sur 139-159.
- García, E. (1981). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarse a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México 243p
- Gasca, R. y Suárez-Morales, E. (1996). Introducción al estudio del zooplancton marino. El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México. 771 p.

- Gómez-García, M.J., Godínez-Siordia, D.E. Flores-Vargas, R. Saucedo-Lozano, M. y Navarro-Rodríguez, C. (2015). Fluctuación de la biomasa zooplanctónica en el estero "El Ermitaño" Jalisco, México. *Revista Bioma* (38):, 31-37.
- Lavaniegos-Espejo, B. y González-Navarro, E. (1999). Cambios en la comunidad de copépodos durante el ENSO 1992-93 en el Canal de San Lorenzo, Golfo de California. *Ciencias Marinas*. 25(2): 239-265.
- Hernández-Nava, M. and Álvarez-Borrego, S. (2013). Zooplankton in a whale shark (*Rhincodon typus*) feeding area of Bahía de los Ángeles (Gulf of California). *Hidrobiológica*. 23(2): 198-209.
- Lavaniegos-Espejo, B., Heckel, G. and Ladrón-De-Guevara, P. (2012). Seasonal variability of copepods and cladocerans in Bahía de los Ángeles (Gulf of California) and importance of *Acartia clausi* as food for whale sharks. *Ciencias Marinas*. 38: 11-30.
- Lankford, R.R. (1977). Coastal lagoons of Mexico. Their origin and clasification, p. 182-215. In: Wiley, M. (Ed.). *Estuarine Processes*. Academic Press, Inc., Nueva York, 2: 428.
- López Serrano A., Serrano Guzmán, S. J. (2013) Composición por grupos y abundancia del mesozooplankton en la Laguna Inferior (Sistema Lagunar Huave, Oaxaca, México), en mayo y septiembre de 2007. *Ciencia y Mar*, XIX (51): 3-14.
- Meyer-Willerer, A .O., BB Velázquez-González, B.B. y Patiño-Barragán, M. (2006). Ciclo anual de variables hidrológicas en el estuario Barra de Navidad, México. En: Jiménez-Quiroz MC & E Espino-Barr (eds). *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán*, pp. 135-148. Centro Regional de Investigación Pesquera de Manzanillo, Instituto Nacional de la Pesca, México.
- Miller, B.S. and Kendall, A.W. (2009). *Early life history of marine fishes*. 2a. edición. Los Angeles Editorial University California, 363.
- Navarro-Rodríguez, M. C., Hernández-Vázquez, S., Funes-Rodríguez, R. y Flores-Vargas, R. (2001). Distribución y abundancia de larvas de la Familia Haemulidae, Scianidae y Carangidae de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Bol. del Centro de Invest. Biol. Universidad del Zulia Maracaibo Venezuela* 35(1):1-24
- Navarro-Rodríguez, M.C., Flores-Vargas, R. y González-Ruelas, M. E. (2002). Variabilidad espacio-temporal de la biomasa zooplanctónica y la estructura termohalina en la zona costera de los estados de Jalisco y Colima, México. *Bol. del Centro de Invest. Biol. Universidad del Zulia Maracaibo Venezuela* 36(3):244-265.
- Navarro-Rodríguez, M. C., Flores-Vargas, R., González Guevara, L. F. y González-Ruelas M E. (2004). Distribution and abundance of *Dormitator latifrons* (Richardson) larvae (Pisces: Eliotridae) in the natural protected area "Estero El Salado" in Jalisco, Mexico. *Biología Marina y Oceanografía* 39(1):31-36.
- Navarro-Rodríguez, M. C, González-Guevara, L. F., Flores-Vargas, R., González-Ruelas, M. E. y Carrillo-González, F.M. (2006). Composición y variabilidad del ictioplancton de la laguna El Quelele, Nayarit, México. *Biología Marina y Oceanografía* 41(1): 35-43.

- Navarro-Rodríguez, M. C., Flores-Vargas, R., González-Guevara, L.F., Téllez-López, J. y Amparan-Salido R. (2010). Distribución y abundancia de larvas de *Dormitator latifrons* (Pisces: Eleotridae) en el estero Boca Negra, Jalisco, México. *Ciencia y Mar* 14(40): 3-9.
- Navarro-Rodríguez, M. C., Flores-Vargas, R y González-Guevara, L.F. (2015). Variación estacional de los principales grupos zooplanctónicos del área natural protegida estero El Salado, Jalisco, México. *Bio Ciencias* 3(2): 103-115.
- Palomares, R., Suárez-Morales, E. y Hernández-Trujillo, S. (1998). Catálogo de los copépodos (Crustacea) pelágicos del Pacífico Mexicano. ECOSUR, 1ª edición. México: Editorial Regina de los Ángeles S.A. de C.V. 352p.
- Pantaleón-López, B., Aceves, G. y Castellanos, I. A. (2005). Distribución y abundancia del zooplancton del complejo lagunar Chacahua-La Pastoría, Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 76(1), 63-70.
- Rodríguez, S.(1985). Informe general sobre el conocimiento actual de la Laguna de Barra de Navidad, Jalisco México, Universidad Autónoma de Guadalajara, 45 p.
- Rodríguez-Cajiga, S. 1993. Macrofauna de la laguna Barra de Navidad, Jalisco. En: Salazar-Vallejo S. I. & N.E. González (eds). *Biodiversidad Marina y Costera de México*, pp 499-508. CONABIO y CIQRO, México
- Ruíz, M. F. (1985). Recursos pesqueros de las costas de México. Limusa. 208 p.
- Sandoval-Rojo, L.C., Flores-Verdugo, F. J., Zaragoza-Araujo, U., Day, J.W. and Estrada-Mercado, Jr. A. (1988). Phytoplankton productivity in the Barra de Navidad coastal lagoon on the Pacific coast of Mexico. *Revista Hidrobiología Tropical* 21(2): 101-108.
- Suárez Morales, E. (1994). Comunidades zooplanctónicas de las lagunas costeras. En: de la Lanza Espino G. y Cáceres Martínez C, comp. *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Baja California Sur 248-268 pp.
- Smith, P.E. y Richardson, S.L. (1977). Técnicas modelo para prospecciones de huevos de larvas de peces pelágicos. Departamento de Pesca F. A. O. Roma Italia. Doc. Pesca. No. 175, 107 p.
- Todd, C. D. Laverack, M. S. y Boxshall, G. (2000). *Coastal marine zooplankton*. USA. Cambridge University Press 106p.



Tratamiento del modelo de Richards

José Trinidad Ulloa Ibarra¹, Fernando Grijalva Díaz¹, Jaime Arrieta Vera², María Inés Ortega Arcega¹

¹ Universidad Autónoma de Nayarit

² Universidad Autónoma de Guerrero

Recibido: 08 de agosto de 2017

Aceptado: 14 de octubre de 2017

Resumen.

La representación del crecimiento requiere de la utilización de diferentes modelos, algunos de ellos lineales y otros que no lo son, como el caso de los modelos sigmoidales que permiten una buena representación de los procesos de crecimiento animal. La elaboración de los mismos requiere del dominio matemático del profesionista a cargo, sin embargo; como ya se ha citado en otros escritos, no todos las personas a cargo poseen un manejo adecuado de la resolución de sistemas de ecuaciones, ecuaciones diferenciales de primer y segundo orden, por ello se hace necesario el contar con alternativas para el desarrollo de los modelos.

En el caso de los estudiantes de las licenciaturas propias del área, el problema se acrecienta debido a que en el currículo escolar no existen cursos de matemáticas que cubran esta necesidad.

Por ello y continuando con trabajos iniciados por Arrieta y Ulloa, se elabora la propuesta para el manejo del modelo de Richards a través de la utilización de un software de uso libre y de fácil manejo, como lo es el GeoGebra.

Palabras clave: Modelos, Richards, sigmoidal,

pesca

Abstract

The representation of growth requires the use of different models, some of them linear and others that are not, as in the case of sigmoidal models that allow a good representation of animal growth processes. The preparation of the same requires the mathematical domain of the professional in charge, however; As has already been mentioned in other writings, not all the people in charge have an adequate management of the resolution of systems of equations, differential equations of first and second order, therefore it is necessary to have alternatives for the development of models. In the case of students from the area's own bachelor's degrees, the problem increases due to the fact that in the school curriculum there are no mathematics courses that cover this need.

For this reason and continuing with works initiated by Arrieta and Ulloa, the proposal for the management of the Richards model is elaborated through the use of a free and easy to use software, such as the GeoGebra.

Key words: Models, Richards, sigmoidal, fishing

Introducción.

Con este trabajo continuamos la línea de investigación que pretende explicar la relación entre las prácticas sociales y la construcción del conocimiento (Arrieta, 2003), abordando la línea que sostiene que los conocimientos emergen de las prácticas de las comunidades (en nuestro caso, la comunidad de biólogos e ingenieros pesqueros). Ulloa y Arrieta, 2008, dan cuenta de la modelación en el aula y

marcan la separación de los conocimientos entre la modelación escolar y las prácticas de las comunidades y en consecuencia de las intencionalidades.

El objetivo es mostrar las propuestas desarrolladas y las experiencias alcanzadas en el área biológico agropecuaria pesquera de la Universidad Autónoma de Nayarit a partir del establecimiento de la unidad de aprendizaje de modelación, en donde se resalta la falta de antecedentes matemáticos de los estudiantes que cursan las licenciaturas del área (Ulloa, Rodríguez y Arrieta, 2017).

Un objetivo importante que se pretende con la modelación matemática es contribuir a la comprensión de fenómenos reales, sin embargo, al empezar a modelar, es necesario aprender a elegir y delimitar de manera conveniente el problema de estudio, pues recordemos que los fenómenos reales relevantes son tan complejos que su estudio ha requerido distintas aproximaciones metodológicas (Creswell, 2003) y ha dado origen a las diferentes ciencias que han evolucionado durante siglos hasta alcanzar su expresión actual.

Si bien (como Darwin lo reconoció y nosotros lo sabemos) ninguna población puede crecer de manera exponencial durante mucho tiempo (o de manera indefinida) debido a que hay límites al crecimiento. La caracterización del crecimiento en los peces se ha realizado a través de medidas de peso y longitud (Csirke, 1980 y Hopkins, 1992) y de la relación peso - longitud, mediante el coeficiente de alometría (Ricker, 1975), para lo cual se han utilizado modelos no lineales (Hopkins, 1992)

Dentro de los modelos no lineales destacan los denominados “Sigmoidales” entre los que se encuentran los siguientes: Brody (Brody, 1945), Von Bertalanffy (Bertalanffy, 1957), Richards (Richards, 1959), Logística (Verhulst, 1838, 1961) y Gompertz (Gompertz 1825).

Estos modelos presentan la siguiente forma:

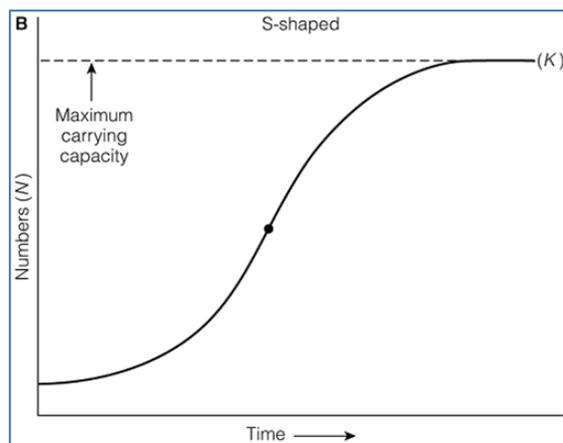


Figura 1. Modelos Sigmoidales

Apareciendo en un gráfico con la población representada en el eje vertical y el tiempo representado en el horizontal, la curva sigmoidea muestra la tasa de crecimiento de la población aumentando lentamente al principio, luego acelerando y luego disminuyendo y finalmente estabilizándose a medida que la población se aproxima a la capacidad de carga del medio ambiente. La capacidad de carga es el tamaño de la población máxima que un entorno particular puede soportar.

Entendemos por crecimiento sigmoideal aquél que en su evolución pasa por dos fases diferenciadas: una primera fase en la que experimenta un crecimiento de tipo exponencial, más o menos lento, seguido de otra fase en la que se observa un crecimiento amortiguado, de tipo asintótico, de tal forma

que, en conjunto, describe una curva en forma de S alargada

El objeto de Estudio.

El modelo de crecimiento de Richards

La modelo de crecimiento propuesto por Richards, contiene cuatro parámetros y está representado por la siguiente función:

$$y(t) = A(1 + Be^{-Kt})^{\frac{1}{1-M}}$$

donde:

y(t) es el crecimiento del organismo al tiempo t,

A es el crecimiento máximo asintótico esto es cuando t tiende al infinito,

K es el parámetro de curvatura que expresa que tan rápido alcanza el crecimiento máximo,

B un parámetro de ajuste que depende de la condición inicial en t = 0,

M parámetro de alometría. donde el signo positivo se emplea cuando $M > 0$ y el negativo cuando $0 < M < 1$.

La curva que representa el modelo de Richards está representada en el siguiente gráfico:

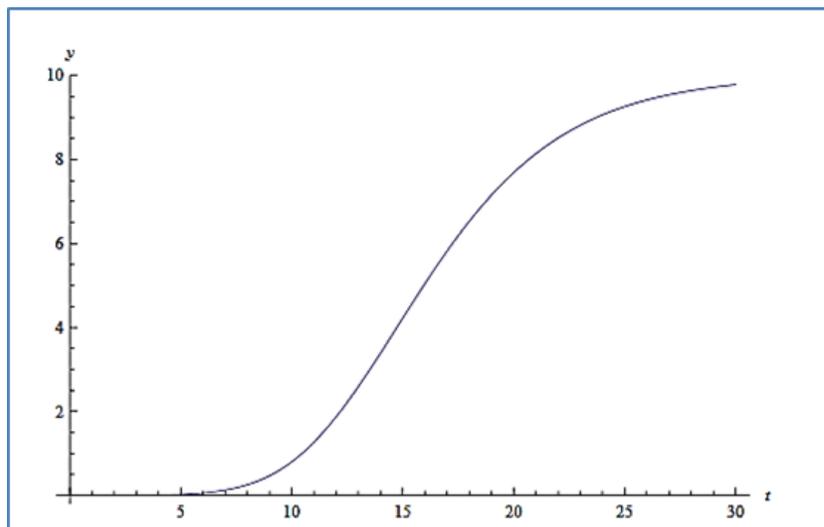


Figura 2. Curva de Richards con A = 10, B = 8, K = 0.25, M = 1.2

El Problema

El modelo de Richards, ha sido considerado como un modelo flexible comparado con algunos modelos de tres parámetros, gracias a que posee un parámetro de forma que le permite modelar las curvas con mayor precisión. Sin embargo, ha sido también criticado, ya que dicho parámetro no tiene significado biológico y en ciertas ocasiones genera problemas para ajustar los datos experimentales (McMeekin y Rooss, 1996).

Para el análisis de algunos modelos sigmoideales se ha propuesto la utilización de diferente software (Ulloa, Arrieta y Benítez, 2015; Ulloa y Rodríguez, 2013; Ulloa, Ortega, Rodríguez y Benítez, 2015); ya que la linealización de este modelo resulta en un proceso demasiado difícil de trabajar. Para el desarrollo de este trabajo se optó por el uso de un graficador.

El uso de software ha demostrado ser una herramienta muy valiosa en la modelación,

especialmente cuando las matemáticas requeridas para hacerlo son difíciles, complicadas o cuando quien va a elaborar el modelo carece de los conocimientos requeridos. Usar un software de graficación para el modelado permite modificar el mismo, ejecutar simulaciones y mostrar los resultados gráficamente. Esto permite la analogía entre la representación de un modelo con un mapa conceptual en el sentido de que es posible indicar cuáles variables son relevantes y las relaciones entre ellas.

Desarrollo

Con la finalidad de contar con una metodología apropiada y sencilla se propone la utilización de GeoGebra, con el método descrito por Ulloa, Arrieta y Benítez en 2015.

Sea el caso de encontrar el modelo de Richards para el crecimiento del marlín rayado: Los datos de crecimiento del marlín rayado (*Tetrapturus audax*) se muestran en la tabla siguiente:

años	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
cm	100	120	148	160	175	185	188	192	196	198	200

De acuerdo con lo establecido en Ulloa, et al 2015, con el uso de software específicamente con GeoGebra es posible construir modelos matemáticos de una cierta situación y estudiarlos en forma global o analizar la influencia de los diferentes parámetros involucrados. De igual forma se pueden analizar dos o tres de sus representaciones, a saber, una representación pictórica (un dibujo geométrico), una representación

gráfica (la gráfica de una función) y una representación algebraica (la ecuación de una función); es decir es posible visualizar tres de las representaciones posibles de los modelos.

Se introducen los datos al programa, ellos es posible hacerlo a través de la barra de entrada o bien utilizando la vista Hoja de Cálculo

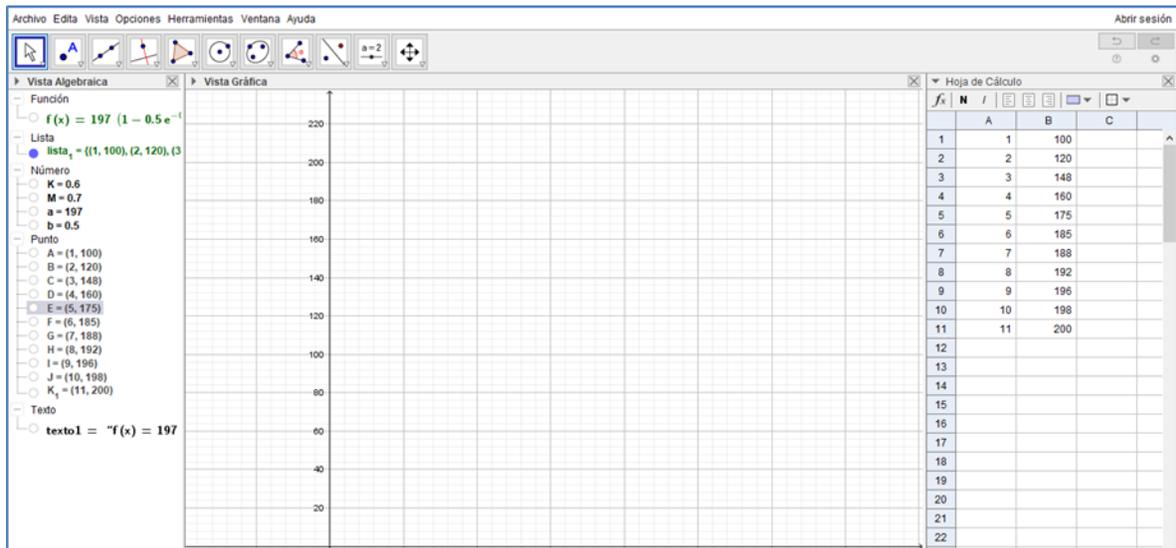


Figura No. 3. GeoGebra con tres de sus pantallas

	A	B	C
1	1	100	
2	2	120	
3	3	148	
4	4	160	
5	5	175	
6	6	185	
7	7	188	
8	8	192	
9	9	196	
10	10	198	
11	11	200	
12			
13			
14			

Figura 4. La vista Hoja de Cálculo del GeoGebra

Se seleccionan los datos y se crea una lista de puntos

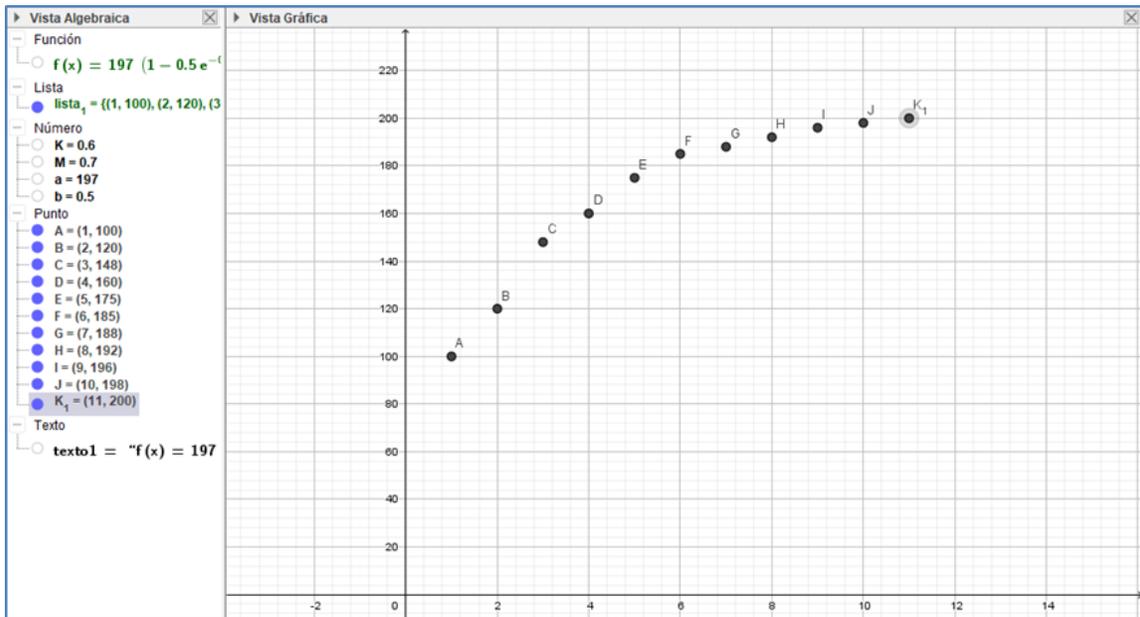


Figura 5. Puntos creados con base en la hoja de cálculo

Se definen los deslizadores que sean necesarios, esto es uno por cada uno de los parámetros del modelo.

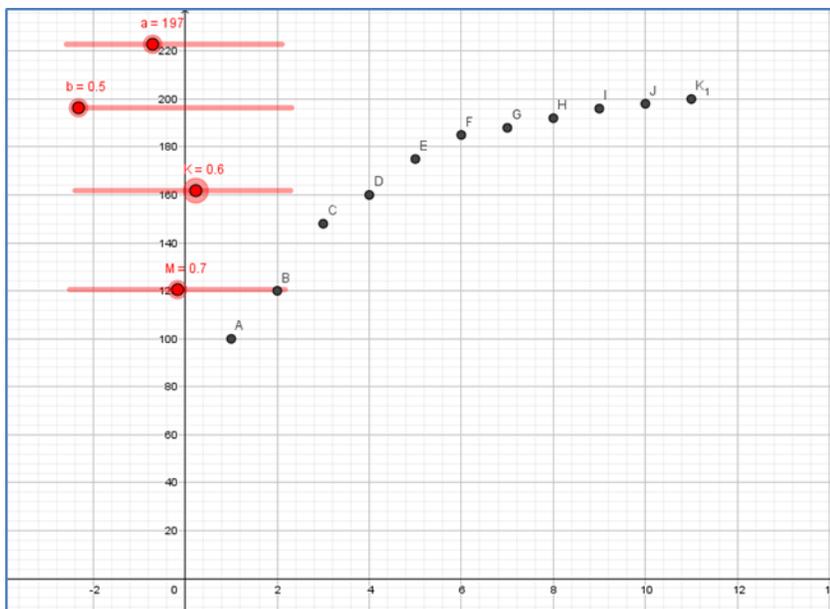


Figura 6. Deslizadores a, b, K, M

Se introduce la ecuación del modelo y se inicia el ajuste de la curva mediante los deslizadores.

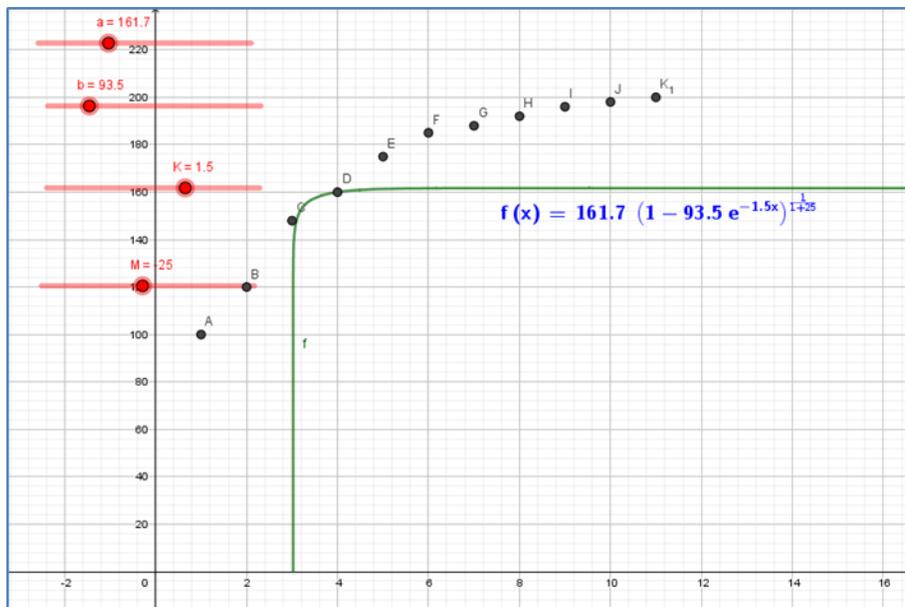


Figura 7. Ajuste inicial

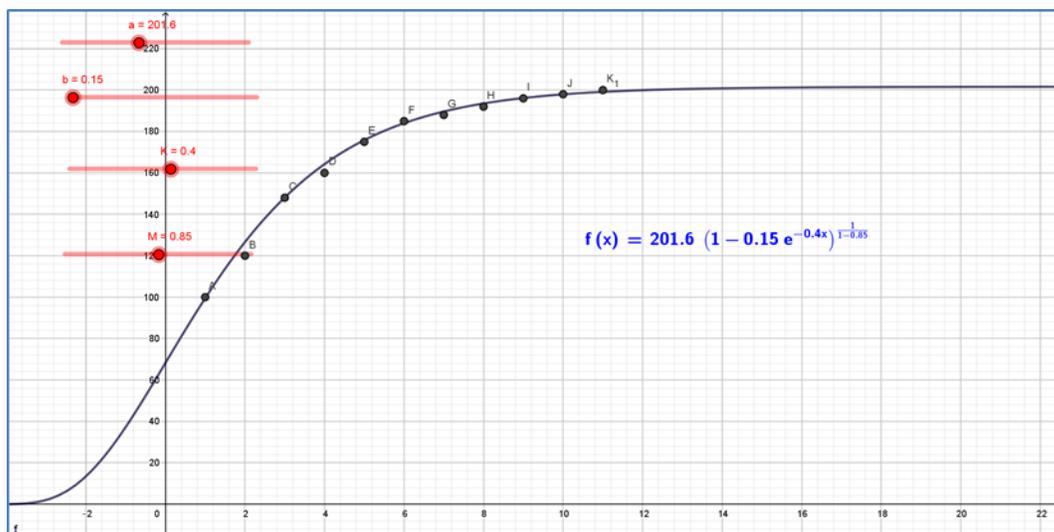


Figura 8. Ajuste final

Resultado

Como puede observarse el modelo se encuentra ajustado, por lo que su representación algebraica es:

$$f(x) = 201.6(1 - 0.15e^{-0.4x})^{\frac{1}{1-0.85}}$$

Conclusiones

Consideramos que el método propuesto puede ser de gran utilidad, ya que, el modelo de Richards se tiene a partir de la ecuación diferencial de primer grado de Bernoulli (tomado de Penney 2001) que define que la velocidad de crecimiento es proporcional a la diferencia entre $y(t)^M$ y $y(t)$, y la expresión es la siguiente

$$y'(t) = sy(t)^M - hy(t)$$

donde $y(t)$ es el tamaño del organismo al tiempo t . Para valores de $0 < M < 1$ implica que $s; h > 0$ y para valores de $M > 1$ implica $s; h < 0$ siendo constantes que están relacionadas con el crecimiento máximo.

Como puede inferirse resolver la ecuación anterior requiere un tratamiento adecuado de las ecuaciones diferenciales, de integración y de derivación.

Lo cual coincide con lo establecido en Ulloa, Rodríguez y Arrieta, 2017, para analizar el crecimiento en las ciencias biológicas es necesario recurrir a una serie de conceptos de la matemática, tales como asíntotas, puntos extremos, puntos de inflexión y obviamente a la resolución de ecuaciones diferenciales, lo que en el caso de las escuelas del área resulta imposible, por lo que se necesitan métodos alternativos para dar respuesta a las

actividades de modelación.

Bibliografía

Arrieta, J. (2003). Las prácticas de modelación como proceso de matematización en el aula. Tesis de Doctorado no publicada del Departamento de Matemática Educativa, Cinvestav-IPN.

Bertalanffy, L.V. 1957. Quantitative laws in metabolism and growth. *Quart. Rev. Biol.* , 32: 217-230.

Brody, S. (1945). *Bioenergetics and growth*. Reinhold Publication. New York. 1023 p

Creswell, J.W. (2003). *Research Design. Qualitative, Quantitative, and Mixed Methods Approaches*. Editorial Sage, 2a Ed.

Csirke, J. (1980). Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO, Doc Téc Pesca, 192:82.

Edwards H.C.; Penney E.D. (2001). *Ecuaciones diferenciales*. (4th ed.) México: Prentice Hall.

Gompertz B. (1825). On the nature of the function expressive of the law of human mortality and on a new model of determining life contingencies. *Phil. Trans. R. Soc.* 115, 513-585

Hopkins, K, (1992). Reporting fish growth: A review of the basics. *World Aquaculture Soc*; 23: 173-179.

Mcmeekin, T.; Ross, T. Modeling applications. *J Food Protect.* 59(Suppl): 37-42. 1996

Richards, F.J. (1959). A flexible growth functions for empirical use. *J. Exp. Bot.* , 10: 290-300

Ricker, W. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull Fish Res Bd Can*; 191:82.

Ulloa, J.; Arrieta, J. (2008). Los modelos exponenciales: construcción y deconstrucción. En P. Lestón (Ed), *Acta Latinoamericana de Matemática Educativa* 22, 479-488. México: Comité Latinoamericano de Matemática Educativa.



Ulloa, J.; Rodríguez, J. 2013. La modelación matemática como puente entre el conocimiento científico y el matemático. *Revista Electrónica de Veterinaria REDVET®*. España. Disponible en <http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n020213.html>

Ulloa, J.; Ortega, M.; Rodríguez, G.; Benítez, A. (2015). Modelos matemáticos no lineales del crecimiento de la Carpa común (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758). *Acta Pesquera*. Año 1. No. 2

Ulloa, J.; Arrieta, J. Benítez, A. (2015). Alternativas para la elaboración de modelos matemáticos. *Acta Pesquera* No 1, Vol. 1

Ulloa, J.; Rodríguez, J. y Arrieta, J. (2017). Los modelos sigmoidales y su impacto en la educación pesquera. *Acta Pesquera* No. 5, Año 3.

Verhulst, P. (1838). Notice sur la loi que la population poursuit dans son accroissement. *Corresp. Math. Phys.* 10 , 113-121.

**EFFECTO DE LOS CAMBIOS
AMBIENTALES DE LA TEMPERATURA Y
OXIGENO DISUELTO EN LA
PRODUCCION SEMI-INTENSIVA DE
CAMARON *Litopenaeus vannamei***

Jorge Arturo García Parra^a, Javier M.J. Ruiz-Velazco^b, Domínguez-Ojeda Delia^b, Nieto-Navarro José T^b, López-Sánchez José A.^b

^aPrograma de Biología, Unidad Académica de Agricultura, Universidad Autónoma de Nayarit, Cd. de la Cultura Amado Nervo S/N Tepic, Nayarit 63255, Mexico.

^bEscuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit, Bahía de Matanchen, Km 12, Carretera a los Cocos, San Blas, Nayarit 63740, Mexico

Recibido: 09 de septiembre de 2017

Aceptado: 23 de noviembre de 2017

Palabras claves: Modelos de producción, Cambio climático, camarón

Keywords: production models, climate change, shrimp

RESUMEN

Se realizó un estudio del efecto que han tenido las variables ambientales (temperatura y oxígeno disuelto) en la producción comercial del cultivo semi-intensivo de camarón blanco del año 2001 al 2010 en el municipio de San Blas, Nayarit a partir de datos de variables ambientales obtenidos con productores de la zona de 153 casos (estanques), obteniendo 3620 registros de variables ambientales de granjas de producción semiintensiva de camarón

blanco. Los datos fueron capturados y analizados en los software Excel 2010 y Statistica 6.0 y con los resultados obtenidos se utilizó un modelo de producción generado por Pérez *et al.* (2012) y Ruiz-Velazco *et al.* (2013), con el cual se realizaron simulaciones de diferentes escenarios de producción por año y por ciclo, evaluando el efecto que han tenido las variables ambientales en la producción. No se encontraron diferencias significativas entre años de ninguna variable considerada, particularmente la temperatura y el oxígeno disuelto, por lo tanto, no se determinó efecto alguno en la producción. Asimismo, en términos intraanuales, se encontraron diferencias significativas entre las variables analizadas. La mayor producción por efecto de la Temperatura y el oxígeno disuelto fue en el ciclo Junio-Septiembre (1717 Kg/ha), mientras que la menor producción se encontró en el ciclo Enero-Marzo (1 288 Kg/ha). Se concluye que la temperatura a través de la década del 2001 - 2010 no presenta una variación significativa en la zona (San Blas, Nayarit). Por tanto, no se puede establecer que el cambio de dicha variable esté teniendo algún efecto en esta zona.

ABSTRACT

A study was carried out of the effect that the environmental variables (temperature and dissolved oxygen) have had in the commercial production of the semi-intensive cultivation of white shrimp from the year 2001 to 2010 in the municipality of San Blas, Nayarit from Data of environmental variables obtained with producers in the area of 153 cases (ponds), obtaining 3620 records of environmental variables of semi-intensive white shrimp production farms

The data were captured and analyzed in the software Excel 2010 and Statisticala 6.0 and with the results obtained a production model was used generated by Pérez-Estrada et al. (2012) and Ruiz-Velazco et al. (2013), with which simulations of different production scenarios were performed per year and per cycle, evaluating the effect of environmental variables on production. Also, in intraannual terms, significant differences were found between the variables analyzed. The higher production by effect of temperature and dissolved oxygen was in the cycle June-September (1717 kg/ha), while the lower production was found in the cycle January-March (1 288 kg/ha). It is concluded that the temperature through the decade of the 2001 - 2010 does not present a significant variation in the area (San Blas, Nayarit). Therefore, it cannot be established that the change in that variable is having any effect in this area.

1. INTRODUCCION

Actualmente vivimos en una época donde el cambio climático juega un papel muy importante en los distintos ámbitos; social, económico y biológico. Cuando hablamos de cambio climático, podemos conceptuarlo como los cambios en las estadísticas de las variables climáticas en periodos de tiempo de años, estandarizado en lapsos de 30 años por diferentes paneles, según lo publicado en el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) citado por (Anónimo, 2012). Los efectos causantes por las variables ambientales, principalmente la variable térmica, se pueden observar desde el punto individual o poblacional de los organismos. A nivel población, los cambios abióticos en el ambiente tienen impactos directos sobre la dispersión y el reclutamiento y sobre la

eficiencia individual (crecimiento, mortalidad, otros) en varias etapas del ciclo de vida. A nivel organismo, la comprensión de la relación causa-efecto del cambio climático en los ecosistemas requiere una evaluación de los límites térmicos de las especies y de su habilidad para hacer frente a los cambios de temperatura; ya que este factor además de incidir directamente sobre la tolerancia térmica, tiene un papel importante en la capacidad de aporte de oxígeno a los tejidos, siendo una limitante después de cierto nivel. Las variables ambientales juegan un papel importante en la reproducción de muchas especies, pues estas son las responsables de que se presentes las condiciones óptimas para que los distintos organismos se desarrollen y completen su ciclo de vida (Portner y Knust, 2007).

El camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*), según Pérez-Farfante y Kensley (1997), es una de las especies más utilizadas en producciones acuícolas, es la especie que obtiene los mejores rendimientos de crecimiento y la que tolera mejor las condiciones ambientales en cautiverio (Morales, 1990).

Esta especie vive en aguas estuarinas y su ambiente natural está expuesto a lluvias intensas y evaporación del agua debido a las variaciones estacionales, por lo que sufre considerables cambios de temperatura y salinidad durante el año (Ponce-Palafox *et al.*, 1997).

Sin embargo, esto no las excluye de efectos producidos por el cambio climático, ya que al igual que todos los demás organismos tiene un punto de susceptibilidad al ambiente, pudiendo ser de una manera directa o

o indirecta, ya sea de manera directa por cuestiones físicas y químicas, teniendo como factor los efectos de las variables ambientales, como; temperatura, pH, oxígeno disuelto en el agua y la salinidad. La salinidad, el oxígeno disuelto en el agua y la temperatura son tres de las variables ambientales más importantes que influyen en el crecimiento y la supervivencia de estos organismos en condiciones de cultivo (Ruiz-Velazco *et al.*, 2010ab), actuando como estresores que afectan la capacidad de tolerar los cambios medioambientales, y aún más si los sometemos a manejos adicionales producto de actividades de acuicultura como son la producción, proceso, transporte y venta de organismos acuáticos (Wheaton, 1977).

Diversos estudios han abordado los efectos de la temperatura y oxígeno disuelto a nivel experimental sobre la fisiología del camarón (Puente, 2009); en particular para la temperatura (Rosas *et al.*, 2001; Ponce *et al.*, 1997 y para el Oxígeno disuelto (Bishop *et al.* 1980; Denisse *et al.*, 2004) por mencionar algunos, sin embargo, no se ha estudiado el efecto de estas dos variables en un lapso de tiempo de 10 años y con un modelo de producción desarrollado específicamente para *L. vannamei*.

En la presente investigación, se utilizó un modelo de producción desarrollado por Estrada *et al.* (2012) para evaluar el efecto del cambio climático incluyendo dos de las tres variables ambientales descritas anteriormente (oxígeno disuelto en el agua y temperatura).

2. METODOLOGÍA

Para el propósito de esta investigación se utilizaron registros de datos de las variables ambientales temperatura de los estanques (TE) y oxígeno disuelto (OD) y parámetros de producción obtenidas de granjas semi-intensivas productoras de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) del Municipio de San Blas, Nayarit, correspondientes al periodo de 10 años (2001-2010); estos registros incluyen la información de 153 casos (estanques) y 3620 registros (promedios semanales de las variables).

Variables ambientales y de manejo

Se construyó una base de datos a partir de los registros obtenidos con ayuda del software Excel (2010), con lo cual, se calcularon los promedios de las variables ambientales (TE) y (OD) por semana a través de los meses para cada año. Sin embargo, por la falta de algunos datos de las variables ambientales en algunos lapsos de tiempo correspondientes al periodo, se tomó una base de datos de las temperaturas ambientales (TA) correspondiente al periodo analizado y la zona. Las temperaturas del medio ambiente fueron obtenidas de la comisión nacional del agua (CONAGUA) y se relacionó con la variable (TE) de los registros disponibles mediante un modelo de regresión lineal simple.

Mediante el modelo de regresión lineal obtenido de las variables (TA) con (TE), se calcularon las temperaturas promedio mensuales de los estanques faltantes. Asimismo, se construyó un modelo de regresión lineal simple con los datos de las variables (TE) con (OD) obtenidos de los registros y con este, se calcularon los valores

del oxígeno disuelto en el agua de los estanques. Los modelos de regresión lineal simple se construyeron cuando el nivel de significación fue menor a 0.05 ($p < 0.05$) y fueron los siguientes:

$$\begin{aligned} TE &= 0.605217 TA + 13.9536 & y \\ OD &= -.240517 TE + 13.1869 \end{aligned}$$

Donde TE es la temperatura de los estanques y OD es el oxígeno disuelto en el agua.

Simulación

Para calcular los distintos escenarios de producción y rentabilidad económica, se utilizaron algunos componentes del modelo bioeconómico propuesto por Estrada-Pérez (2012), el cual, se constituyó por un submodelo biológico.

$$b_f = w_f n_f$$

w_f es el peso final de los organismos.

n_f es el número de organismos sobrevivientes al final del cultivo.

n_f se calculó con la ecuación:

$$n_{t_f} = n_0 e^{-zt}$$

donde z es la tasa instantánea de mortalidad al tiempo final del cultivo

Para analizar el efecto de las variables ambientales en los parámetros de producción (relaciones funcionales del peso final y la tasa instantánea de mortalidad (z) con las variables ambientales y de manejo), se utilizaron los modelos de regresión lineal múltiple presentados por Ruiz-Velazco *et al.* (2013). Dichos modelos se describen a continuación:

$$\begin{aligned} Wf &= -25.2436 + 0.9678 TE + 0.5329 DC \\ z &= 0.0916 - 0.0081 OD + 0.0010 D - 0.0034 DC \end{aligned}$$

donde TE es la temperatura del agua en el estanque, DC es la duración del cultivo, OD es el oxígeno disuelto en el agua de los estanques y D es la densidad inicial de siembra.

Para las simulaciones de los diferentes ciclos de cultivo, los parámetros de manejo como la densidad inicial de siembra, duración del cultivo y tamaño de los estanques, se determinaron con base en encuestas realizadas a productores de cultivos semi-intensivos de camarón blanco, así como también mediante los registros obtenidos en las bases de datos originales. Las variables anteriormente mencionadas fueron fijados en cada ciclo de producción para evitar algún efecto por el manejo.

Parámetros de producción

Los parámetros de producción, como la densidad de cultivo, tamaño del estanque y duración del cultivo, fueron determinados con base en entrevistas y encuestas realizadas, así como también de diferentes investigaciones realizadas sobre cultivos de camarón blanco (*Litopenaeus vannameis*) por Estrada (2012) y Ruiz-Velazco *et al.* (2013).

Posteriormente, con apoyo de los software analíticos y estadísticos (Excel 2010), se realizaron simulaciones de ciclos de producción para realizar un análisis de la producción. Se establecieron cuatro ciclos de producción hipotéticos, considerando que fuera factible realizarlos bajo condiciones normales (en ausencia de enfermedades y

paros sanitarios), dichos escenarios fueron: primer ciclo (Enero - Marzo), segundo ciclo (Abril - Junio), tercer ciclo (Julio - Septiembre), cuarto ciclo (Octubre - Diciembre). La finalidad de este análisis fue para observar el efecto que tienen las variables (TE) y (OD) en los parámetros de producción para una granja que se encuentre operando. La simulación se estableció para el periodo analizado (10 años), así como también, entre los ciclos de producción (intraanuales).

Análisis estadísticos de los datos

Análisis de varianza y prueba a posteriori de Tukey

Para establecer si existió diferencias estadísticamente significativas entre las variables ambientales y en los parámetros de producción y económicos (biomasa, supervivencia del camarón y peso final) durante el periodo y los ciclos de las simulaciones se aplicó un análisis de varianza ($P < 0.05$). Cuando se encontraron diferencias estadísticas significativas de las variables ambientales y parámetros de producción, se realizó una prueba a posteriori de Tukey HSD ($\alpha = 0.05$).

Pruebas de Normalidad y homocedasticidad.

Previamente, para determinar el tipo de análisis estadístico a realizar (paramétrico o no paramétrico), se realizó las pruebas de Kolmogorow y smirnov y la de homocedasticidad de Levene's.

3. RESULTADOS

Análisis estadísticos

Variables ambientales

Conforme a los datos obtenidos de los

registros de las variables ambientales (TE) y (OD) del periodo (2001 - 2010) de granjas productoras semi-intensivas de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) del Municipio de San Blas, Nayarit, se calcularon los promedios para éstas variables ambientales (Tabla 1).

En el Tabla 1, se observa que el año 2001 registró la temperatura promedio más alta (30.26 °C), mientras que en el año 2010 la temperatura más baja (29.14 °C). Mientras que la concentración de oxígeno promedio más alta registrada (6.18 mg/L) fue en el 2010 y la más baja (5.91mg/L) en el año 2001.

Se encontró una relación directa entre la temperatura de los estanques con la temperatura ambiente (Figura 1). Asimismo, se encontró una relación inversa entre las variables (TE) y (OD) obtenidos de los registros, mediante un modelo de regresión lineal simple (Figura 2).

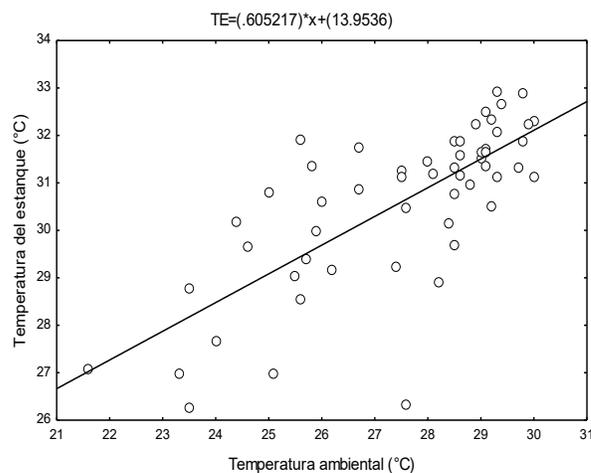


Figura 1. Modelo de regresión lineal simple de la temperatura de los estanques (TE) contra la temperatura ambiente.

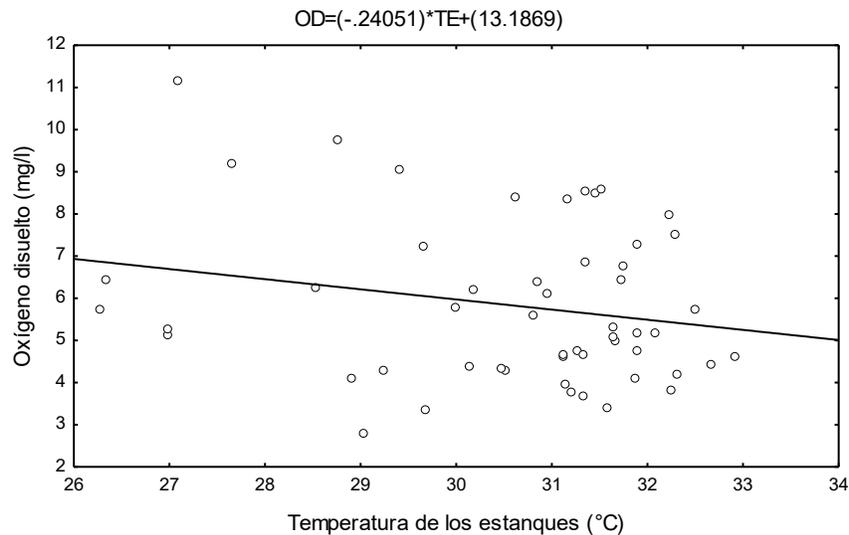


Figura 2. Modelo de regresión lineal simple del oxígeno disuelto (OD) del agua de los estanques contra la temperatura de los estanques (TE)

Tabla 1. Valores promedio, máximos y mínimos de las variables ambientales de temperatura y Oxígeno disuelto en el agua de los estanques.

Variable	Temperatura de los estanques (°C)									
Año	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
media	30.26	29.75	29.88	29.73	29.62	29.87	29.54	29.23	29.74	29.14
Máximo	32.11	32.11	31.75	31.69	31.99	31.99	31.63	31.63	31.69	31.69
Mínimo	27.75	27.45	27.03	26.66	27.39	27.33	27.39	26.12	27.45	26.66
Variable	Oxígeno disuelto (mg/L)									
Año	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Media	5.91	6.03	6.00	6.04	6.06	6.00	6.08	6.16	6.03	6.18
Máximo	6.51	6.58	6.69	6.77	6.60	6.61	6.60	6.91	6.58	6.77
Mínimo	5.46	5.46	5.55	5.57	5.49	5.49	5.58	5.58	5.57	5.57

Prueba de normalidad y homocedasticidad.

Las variables analizadas pasaron las pruebas de normalidad y de homocedasticidad ($p > 0.05$) realizadas, por lo tanto, se procedió a utilizar tratamientos paramétricos.

Análisis de Varianza

El análisis de varianza mostró que no existieron diferencias significativas ($P > 0.05$) en las temperatura de los estanques (TE) entre años. Tampoco se encontraron diferencias significativas ($P > 0.05$) en el Oxígeno disuelto (OD) entre los años analizados.

Simulaciones

Simulación anual

En la Tabla 2 se observan los promedios anuales simulados de las variables ambientales (Temperatura de los estanques y oxígeno disuelto) y biológicas (biomasa, peso final, tasa instantánea de mortalidad y número de organismos sobrevivientes al final del cultivo), éstos obtenidos a partir del análisis realizado mediante un modelo bioeconómico construido a partir de algunos componentes del modelo generado por Estrada (2012) y Ruiz-Velazco *et al.* (2013).

Tabla 2. Promedios anuales simulados de las variables ambientales y biológicas.

(Años)	Temperatura de los estanques (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Biomasa (kg/ha)	W_i (g)	Z (%/100)	N_i (%)
2001	30.26	5.91	1581.62	10.44	0.02295	75.96
2002	29.76	6.03	1524.43	9.95	0.02196	76.87
2003	29.89	6.00	1538.05	10.07	0.02221	76.64
2004	29.73	6.04	1520.05	9.93	0.02191	76.92
2005	29.62	6.06	1508.61	9.82	0.02170	77.11
2006	29.88	6.00	1536.33	10.07	0.02219	76.67
2007	29.55	6.08	1499.21	9.75	0.02155	77.25
2008	29.23	6.16	1459.41	9.44	0.02093	77.85
2009	29.75	6.03	1523.07	9.94	0.02194	76.88
2010	29.15	6.18	1453.69	9.36	0.02077	77.97

Análisis de Varianza

El análisis de varianza realizado a la variable ambiental temperatura de los estanques, así como también a la variable oxígeno disuelto, no mostró diferencias significativas ($P > 0.05$) entre años.

De igual forma, los análisis de varianza efectuados a los parámetros biológicos (W_f , Z y N_f), no revelan que haya existido una diferencia significativa ($P > 0.05$) entre éstas a través de los años.

Asimismo, se encontró que no existe algún efecto significativo sobre la producción de camarón a través de los años como conse-

cuencia de los cambios de las variables ambientales.

Simulación por ciclos de producción

En el Tabla 3. Se observan los promedios del periodo simulados entre ciclos de producción de las variables ambientales (Temperatura de los estanques y oxígeno disuelto) y biológicas (biomasa, peso final, tasa instantánea de mortalidad y número de organismos sobrevivientes al final del cultivo), éstos obtenidos a partir del análisis realizado mediante un sub-modelo biológico tomado del modelo bioeconómico generado por Estrada (2012) y Ruiz-Velazco *et al.* (2013).

Tabla 3. Promedios de las variables de los ciclos de producción simulados.

Ciclo	Temperatura de los estanques (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Biomasa (kg/ha)	W_f (g)	Z (%/100)	N_f (%)
Ene - Mar	27.74	6.51	1287.88	8.00	0.01804	80.54
Abr - Jun	29.85	6.01	1539.38	10.04	0.02215	76.67
Jul - <u>Sep</u>	31.51	5.61	1717.42	11.64	0.02537	73.76
Oct - Dic	29.62	6.06	1513.11	9.82	0.02170	77.08

Análisis de Varianza

El análisis de varianza realizado a las variables ambientales temperatura de los estanque y oxígeno disuelto mostraron una diferencia significativa ($P < 0.05$) entre ciclos (Figura 3).

De igual forma, los análisis de varianza efectuados a las variables biológicas (biomasa, W_f , Z y N_f), muestran que existe diferencia significativa ($P < 0.05$) de éstas entre los ciclos (Figuras 4 y 5).

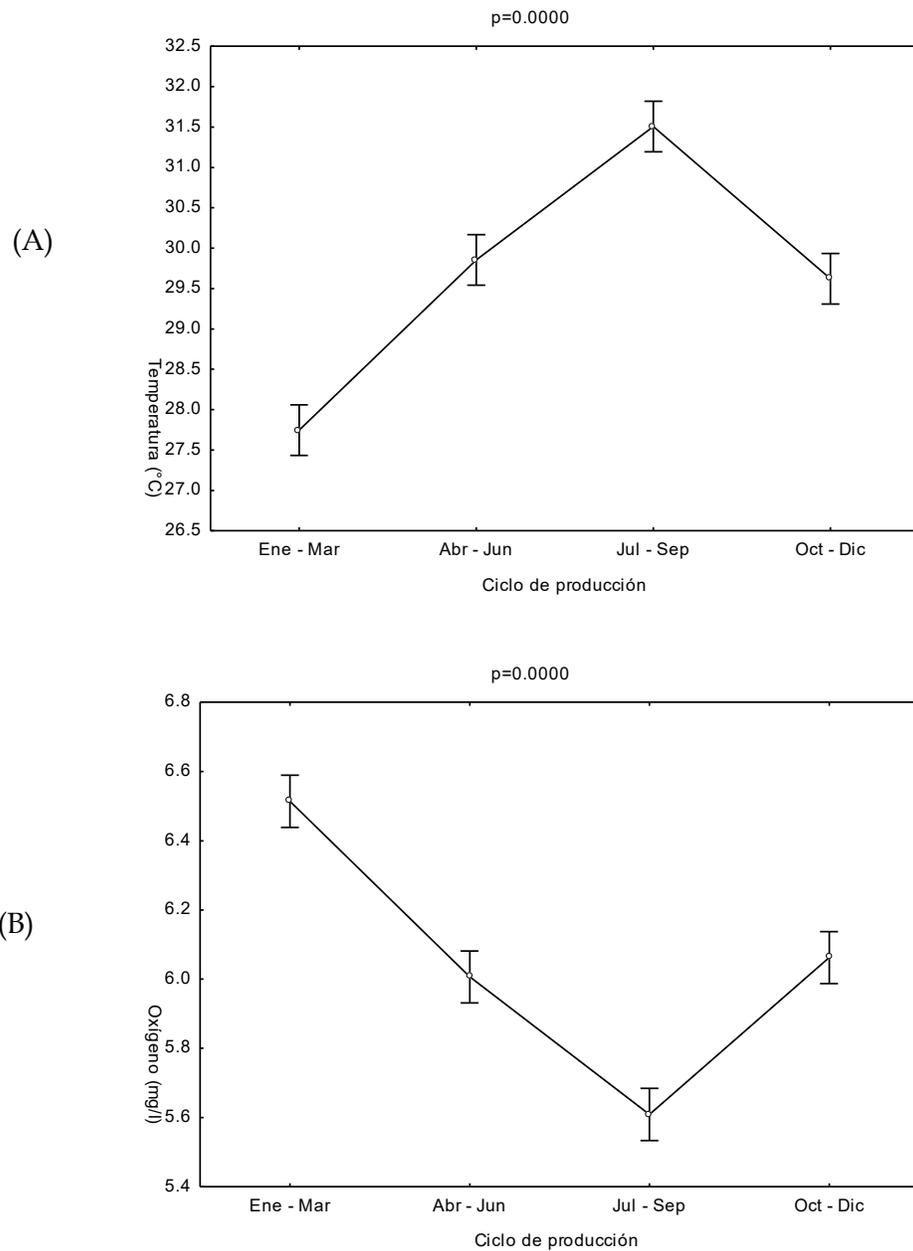


Figura 3. Análisis de varianza de las variables: Temperatura de los estanques (A) y Oxígeno disuelto (B).

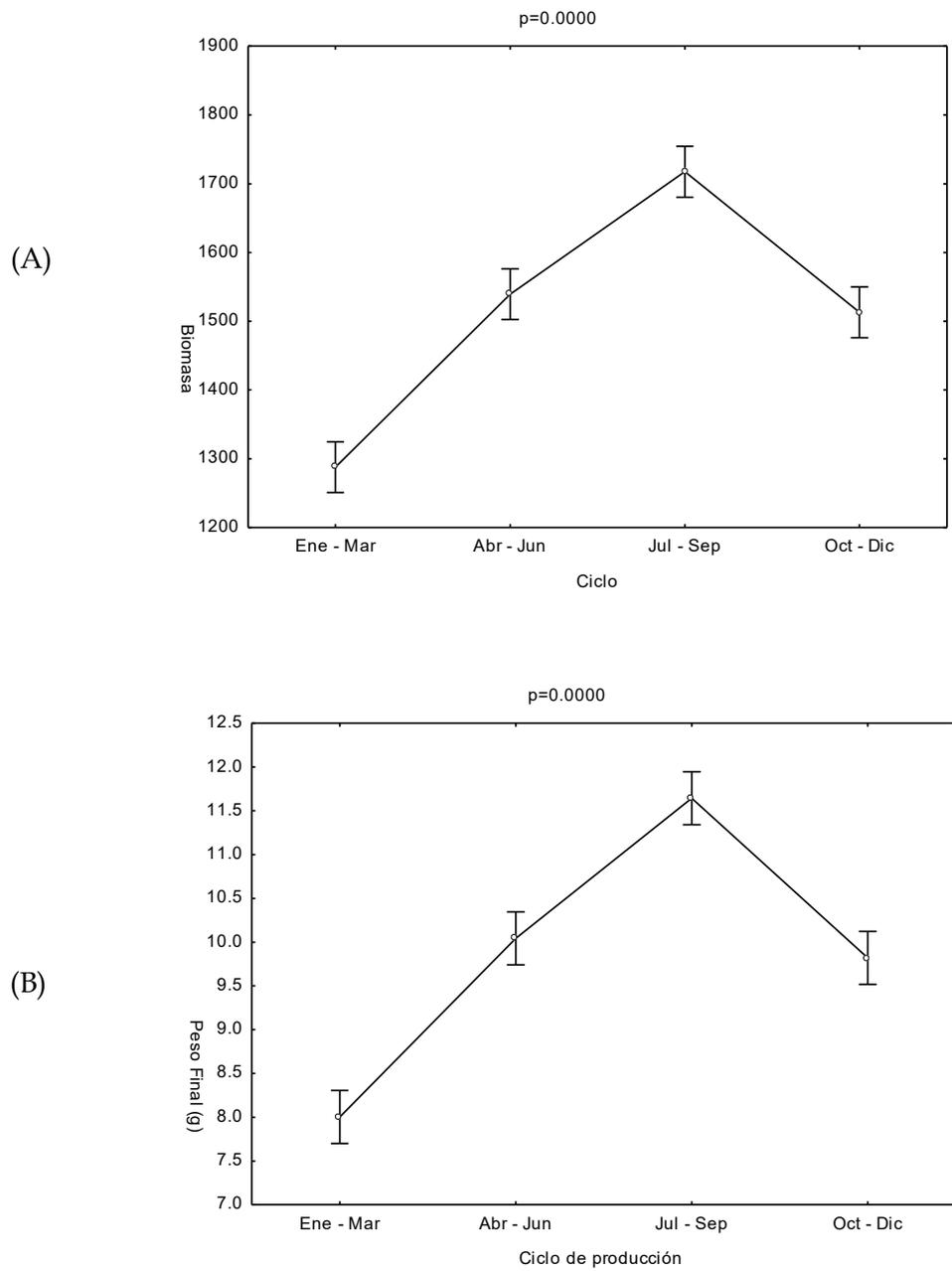


Figura 4. Análisis de varianza de las variables: Biomasa (A) y Peso final del organismo (B).

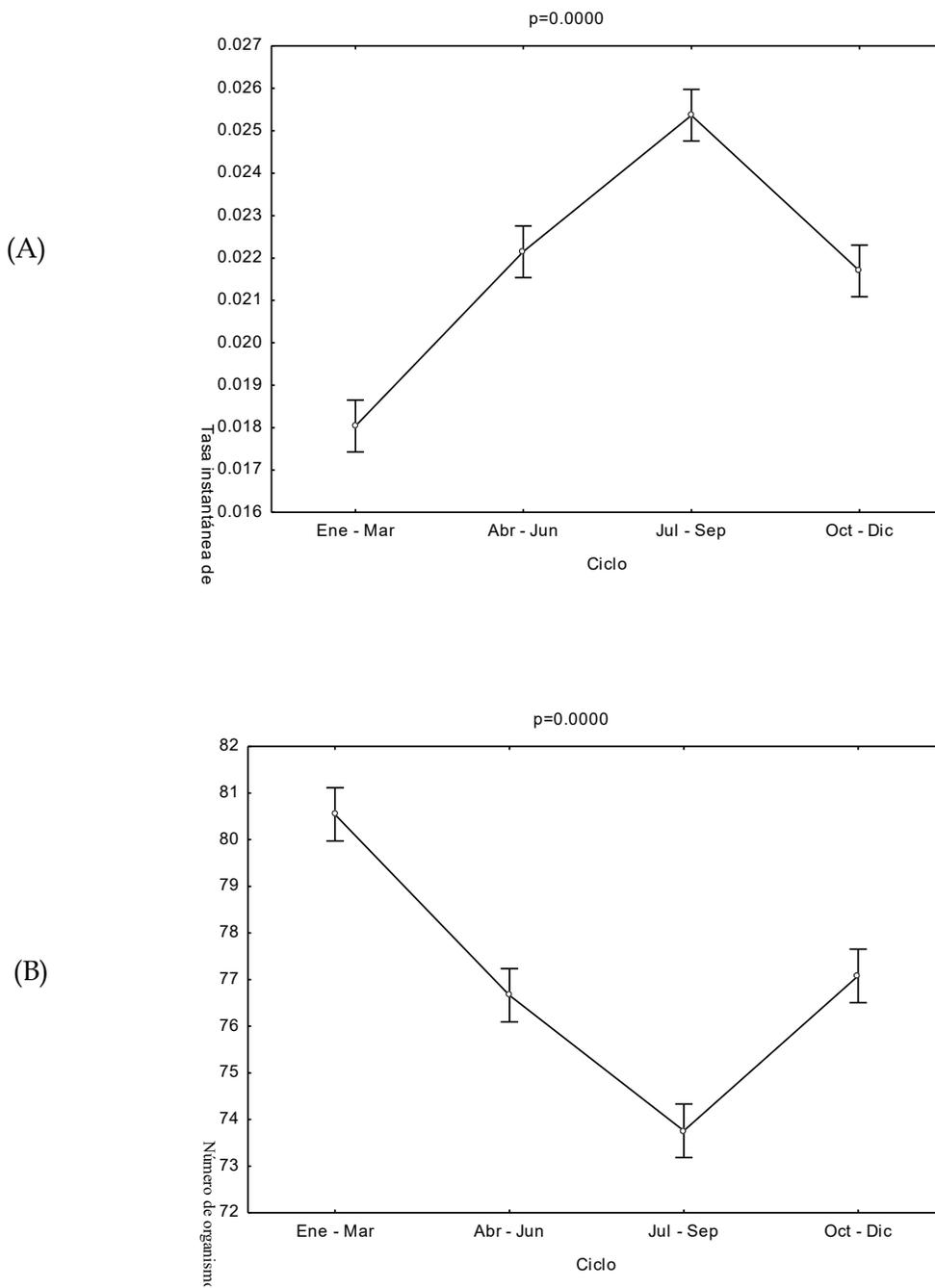


Figura 5. Análisis de varianza de las variables: Tasa instantánea de mortalidad (A) y Número de organismos sobrevivientes al final del cultivo (B).

En las Figuras 4 y 5, podemos observar el efecto que tienen las variables ambientales temperatura y oxígeno disuelto en las variables biológicas, ya que cada ciclo va de acuerdo a una estación del año y éstas a su vez presentan temperaturas diferentes.

Prueba posteriori de Tukey.

El análisis de varianza realizado a las variables ambientales y biológicas arrojó como resultado que existen diferencias significativas de éstas entre ciclos de producción. La prueba a posteriori de Tukey, de acuerdo con la Tabla 4, mostró que el ciclo de producción que presentó la temperatura, Biomasa, Peso final y la tasa instantánea de mortalidad promedio más baja es el ciclo de Enero - Marzo; (27.74 °C), (1287.88 Kg/ha), (8.00 g) y (0.01) respectivamente, mientras que el ciclo que presentó la temperatura, Biomasa, Peso final y la tasa instantánea de mortalidad promedio más alta fue Julio - Septiembre; (31.51°C), (1717.42 kg/ha), (11.64g) y (0.025), los ciclos con temperatura Biomasa, Peso final y tasa instantánea de mortalidad estadísticamente iguales fueron: Abril - Junio y Octubre - Diciembre. Mientras que el ciclo de producción que presentó la concentración de oxígeno disuelto más alta y mayor porcentaje de organismos sobrevivientes, fue el ciclo de Enero -Marzo; (6.51 mg/L) y (80.54 %), el ciclo de producción con menor concentración de oxígeno disuelto y un menor porcentaje de organismos sobrevivientes fueron el ciclo Julio - Septiembre; (5.61 mg/L) y (73.75 %). Los ciclos con oxígeno disuelto y porcentaje de organismos sobrevivientes estadísticamente iguales fueron Abril - Junio y Octubre - Diciembre.

4. DISCUSIÓN

Harley (2006), esquematizó los efectos que ha ocasionado el cambio climático del planeta sobre los ciclos de vida de especies marinas, donde establece que los efectos causantes por las variables ambientales, principalmente la térmica (Temperatura), se pueden observar desde un punto individual o poblacional de los organismos. A nivel organismo, menciona que la comprensión de la relación causa-efecto del cambio climático en los ecosistemas requiere una evaluación de los límites térmicos de las especies y de su habilidad para hacer frente a los cambios de temperatura; ya que este factor además de incidir directamente sobre la tolerancia térmica, tiene un papel importante en la capacidad de aporte de oxígeno a los tejidos, siendo una limitante después de cierto nivel. En la presente investigación se ha demostrado que la especie *Litopenaeus vannamei* (camarón blanco) al menos en la zona del estudio (San Blas, Nayarit) no está presentando un efecto o alteración en su ciclo de vida a consecuencia del cambio de la temperatura al menos. Kumlu *et al.* (2000), establecieron que la temperatura es uno de los factores de mayor influencia en la supervivencia del camarón blanco y Denisse *et al.* (2004) mencionaron que el consumo de oxígeno de *Litopenaeus* se incrementa en relación directa con la temperatura, lo cual concuerda con los resultados de esta investigación, donde se aprecia que a mayor temperatura menor oxígeno disuelto, esto como consecuencia de la aceleración del metabolismo de los organismos y la evaporación del gas por las altas temperaturas. (Villareal *et al.*, 1994) afirma que la temperatura es el principal factor medio ambiental que determina la tasa metabólica en invertebrados marinos. Los camarones a una temperatura de 20° C son relativamente inactivos y presentan un bajo consumo de alimentación (Rosas *et al.*, 2001). A una temperatura de 35°C los camarones cambian su comportamiento y se vuelven más hiperactivos (Ponce *et al.*, 1997).

Conforme a las simulaciones realizadas, se puede observar que durante el ciclo Enero - Marzo la cual presenta la temperatura promedio más baja, el peso final del organismo también fue el más bajo comparados con el resto

de los ciclos analizados, lo cual concuerda con Rosas *et al.* (2001) que a menor temperatura, más lento crecerán los organismos, debido a que el metabolismo de los camarones disminuye por las bajas temperaturas.

Tabla 4. Prueba de medias y desviación estándar de las diferentes variables analizadas (Tukey 0.05).

Temperatura °C			Oxígeno Disuelto (mg/L)		
Ciclo de producción	Media	Grupos	Ciclo de producción	Media	Grupos
Enero - Marzo	27.74	A	Enero- Marzo	6.51	A
Abril - Junio	29.85	B	Abril - Junio	6.01	B
Julio - Septiembre	31.50	C	Julio - Septiembre	5.61	C
Octubre - Diciembre	29.62	B	Octubre - Diciembre	6.06	B
Biomasa (Kg/ha)			Peso final del organismo (g)		
Ciclo de producción	Media	Grupos	Ciclo de producción	Media	Grupos
Enero - Marzo	1287.88	A	Enero - Marzo	8.00	A
Abril - Junio	1539.38	B	Abril - Junio	10.04	B
Julio - Septiembre	1717.41	C	Julio - Septiembre	11.64	C
Octubre - Diciembre	1513.11	B	Octubre - Diciembre	9.82	B
Tasa instantánea de mortalidad			Porcentaje de organismos sobrevivientes al final del cultivo		
Ciclo de producción	Media	Grupos	Ciclo de producción	Media	Grupos
Enero - Marzo	0.018	A	Enero - Marzo	80.54	A
Abril - Junio	0.022	B	Abril - Junio	76.66	B
Julio - Septiembre	0.025	C	Julio - Septiembre	73.75	C
Octubre - Diciembre	0.021	B	Octubre - Diciembre	77.08	B

*Medias con la misma letra, son estadísticamente iguales

El nivel de temperatura óptimo para esta especie es desde los 23 °C hasta 34 °C. Los niveles de oxígeno disuelto han sido determinado como óptimos entre 2 y 5 mg/L (Puente, 2009). En la presente investigación los niveles de temperatura y oxígeno disuelto en el agua, estuvieron dentro de los intervalos óptimos para cultivos de camarón. En la presente investigación se aprecia que a una mayor temperatura se genera una mayor producción, lo que concuerda con lo establecido por Ruiz-Velazco *et al.* (2010a,b) (Ruiz-Velazco *et al.* 2013) observaron que se obtiene un peso final mayor del camarón cuando la temperatura y la duración del cultivo aumentaron. Esto se puede apreciar durante las simulaciones realizadas, donde en los periodos con mayores temperaturas, tanto la biomasa final como el peso final del camarón, fueron más altos que en periodos con temperaturas más bajas. De igual manera, los resultados concuerdan con lo establecido por (Ruiz-Velazco *et al.* 2013), que menciona que el aumento en la mortalidad de los camarones se asociaron con niveles más bajos de oxígeno disuelto.

La acuicultura en México registró de 1970 a 1987, un acelerado avance experimentando cambios en su desarrollo tecnológico pasando del extensionismo a la utilización de sistemas semi-intensivos e intensivos para el cultivo de especies de gran importancia económica, entre ellos el camarón Blanco (Ceballos y Velázquez, 1988). Lo anterior se ratifica, ya que se observó que a pesar que las variables ambientales no estén teniendo un efecto significativo en la producción de camarón blanco a través de la década, la producción de ésta especie a partir del año 2008 ha tenido un incremento relativamente alto, esto se asocia con el manejo

(Ruiz- Velazco, 2011) y a las mejoras tecnológicas que se ha desarrollado en los últimos años (CESANAY, 2012; FAO, 2012). Se concluye que la temperatura a través de la década del 2001 - 2010 no presenta una variación significativa en la zona (San Blas, Nayarit). Por tanto, no se puede establecer que el cambio de dicha variable esté teniendo algún efecto en esta zona. Asimismo, se observó que las variables ambientales (temperatura y Oxígeno disuelto) presentan un efecto en la producción de camarón blanco cuando se analizan por ciclos en el año

5. LITERATURA CITADA

- Anónimo. 2009. Estudio de la infraestructura logística para la exportación del camarón blanco a algunas ciudades de Estados Unidos y Canadá - Convenio de concentración que celebran el FIRCO y camaronicultores de Sonora, S. P. R. de R. L., para formalizar la entrega de los apoyos del plan anual de trabajo, componente desarrollo de mercados "promercado".
- Anónimo. 2012. BIODER - Sistemas agroacuícolas ecoeficientes integrados adaptados a diferentes especies y regiones como una alternativa biotecnológica sostenible.
- Bishop, J. M.; Gosselink, J. G. and Stone, J. H. 1980. Oxygen consumption and hemolymph osmolarity of brown shrimp *Penaeus aztecus*. Fish. Bull., 78: 741-757.
- Ceballos, M.L., Velázquez, M.A. 1988. Perfiles de la alimentación de peces y crustáceos en los centros y unidades de producción acuícola en México. Primera edición, Pachuca, Hidalgo. México. Secretaria de Pesca.

- CESANAY 2012. Comité Estatal de Sanidad Acuicola de Nayarit. <http://www.cesanay.com>
- Denisse, A., Díaz, F., Sierra E., Gómez, S. 2004. Consumo de oxígeno, excreción de amonio y capacidad osmorreguladora de *Litopenaeus stylirostris* (STIMPSON) expuesto a diferentes combinaciones de temperatura y salinidad. Ciencias Marinas, Septiembre, año/vol. 30, número 003. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. Pp. 443-453.
- Estrada, M, 2012. Modelo bio-económico para el análisis de la producción semi-intensiva de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*). Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Nayarit. Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias.
- FAO 2012. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2012. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, 2012.
- Harley, C.D.G., Hughes, A.R., Hultgren, K.M., Miner, B. G., Sorte, C.J.B., Thornber, C.S., Rodriguez, L.F., Tomanek, L., Williams, S.L. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. Ecology Letters, 9: 228-241.
- Kumlu, M., Erolodogan, O. T., Aktas, M. 2000. Effects of temperature and salinity on larval growth, survival and development of *Penaeus semisulcatus*. Aquaculture 188 pp. 167-173.
- Leung, P., El-Gayar, O.F. 1997. The role of modeling in the managing and planning of sustainable aquaculture. In: *Sustainable Aquaculture* (ed. by J. Bardach), pp 149-175. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Morales, V. 1990. Levantamiento larvario de camarones peneidos. Cartilla Pradepesca. pp 1.
- Pérez, I., Kensley, B. 1997. Keys and diagnoses for the families and genera. Penaeoid and sengestoid shrimps and prawns of the world. Memoires du museum national d histoire naturelle. pp 233.
- Ponce, J.; Martínez, C., Ross, L. 1997. The effects of salinity and temperature on the growth and survival rates of juvenile white shrimp, *Penaeus vannamei*. Boone, 1931. Aquaculture 157. pp 107-115.
- Portner, H. O., Knust, R. 2007. Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. Science 315:95-97.
- Puente, E. 2009. Respuesta fisiológicas de juveniles de camarón blanco *Litopenaeus vannamei*, a condiciones oscilantes de oxígeno disuelto y temperatura. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Tesis Doctoral.
- Rosas, C., López, N., Mercado, P., Martínez, E. 2001. Effect of salinity acclimation on oxygen consumption of juvenile of the White shrimp *Litopenaeus vannamei*. J. Crust. Biol., 21: 912-922.
- Ruiz-Velazco, J. M. J., Hernández-Llamas, A., Gómez-Muñoz, V. M., Magallón, F. J. 2010a. Dynamics of intensive production of shrimp *Litopenaeus vannamei* affected by white spot disease. Aquaculture 300: 113-119.
- Ruiz-Velazco, J.M.J., Hernández-Llamas, A., Gómez-Muñoz, V.M. 2010b. Management of stocking density, pond size, starting time of aeration, and duration of cultivation for intensive comercial production of shrimp *Litopenaeus vannamei*. Aquacultural Engineering 43, 114-119.

- Ruiz-Velazco, J. M. J. 2011. Modelo bio-económico para el análisis de riesgo del cultivo intensivo de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*). Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Tesis Doctoral.
- Ruiz-Velazco, J. M. J., Estrada, M., Hernández, A., Nieto, J. T., Peña, E. 2013. Stock model and multivariate analysis for prediction of semi-intensive production of shrimp *Litopenaeus vannamei* as a function of water quality and management variables: A stochastic approach. *Aquacultural Engineering* 56, 34- 41.
- Villarreal, H., Hinojosa, P., Naranjo, J. 1994. Effect of temperature and oxygen consumption of laboratory produced *Penaeus vannamei* postlarvae. *Comp. Biochem. Physiol.*108A. No. 2/3. pp 331-336.
- Wheaton, F. W. 1977. *Aquacultural Engineering*, second printing. Robert E. Krieger Publishing Company. Malabar, Florida.



La UMA Reptilario Cipactli: 18 años de Educación Ambiental

Pablo Simitrius Hernández Hurtado; Helios Hernández Hurtado y Leslie María Cruz Muñoz.

Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa.

Recibido: 18 de septiembre de 2017

Aceptado: 26 de noviembre de 2017

Resumen

Cipactli: palabra náhuatl que significa lagarto o cocodrilo y con la cual los aztecas designaban al primer día del mes.

El creciente desarrollo en infraestructura turística y de servicios públicos a hecho que en la región de Bahía de Banderas y, en específico de Puerto Vallarta, Jalisco, ocurran situaciones conflictivas en el uso del suelo, provocando la pérdida de ambientes naturales con la consecuente restricción de los hábitats de la fauna silvestre y la ocurrencia de situaciones de contingencia entre el hombre y la fauna silvestre.

Generalmente, la fauna es la perjudicada, sufriendo lesiones, el desplazamiento de sus espacios históricos y la muerte. Una de las especies que más ha resentido este tipo de impactos es el cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*), el cual entra en conflicto con las comunidades aledañas a los cuerpos de agua costeros de la región al tratar de recuperar los territorios antiguos (ahora urbanizados) de caza y reproducción, además de ser blanco de la caza furtiva por lo valioso de su piel o simplemente por considerársele como un animal pernicioso.

El cocodrilo de río por su condición de rara (NOM-ECOL-059/94) y estatus I de CITES, se le considera como una especie prioritaria de conservación, lo que produce también un efecto de protección indirecta sobre las especies que comparten su hábitat, lo anterior concuerda con lo establecido en el Programa 1997-2000 de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural del Gobierno Federal.

Palabras clave:

Reptilario, cocodrilo, ambiente, educación

Abstract

Cipactli: Nahuatl word meaning lizard or crocodile and with which the Aztecs designated the first day of the month.

The growing development of tourism infrastructure and public services has meant that in the region of Bahía de Banderas and, specifically, Puerto Vallarta, Jalisco, conflicting situations occur in the use of land, causing the loss of natural environments with the consequent restriction of the habitats of wildlife and the occurrence of contingency situations between man and wildlife.

Generally, the fauna is the injured, suffering injuries, the displacement of its historical spaces and death. One of the species that has suffered most from this type of impacts is the river crocodile (*Crocodylus acutus*), which is in conflict with the communities surrounding the coastal water bodies of the region while trying to recover the old territories (now urbanized) of hunting and reproduction, as well as being the target of poaching because of the value of its skin or simply because it is considered a pernicious animal.

The river crocodile, due to its rare condition (NOM-ECOL-059/94) and CITES status I, is considered as a priority conservation species, which also produces an indirect protection effect on the species that share its habitat. , the foregoing is consistent with the provisions of the 1997-2000 Program for the Conservation of Wildlife and Productive Diversification in the Rural Sector of the Federal Government.

Keywords:

Reptile, crocodile, environment, education

Introducción.

El acelerado incremento en las últimas décadas de impactos ambientales negativos como destrucción y fragmentación de ambientes naturales, contaminación, sobreexplotación de especies, invasión de especies exóticas y muchos otros más derivados de las actividades humanas, han puesto al borde de la extinción a un alto número de especies (Ceballos *et al.*, 2010).

En México, la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) crea en el año de 1997 el Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural 1997-2000, donde se promueve el establecimiento de las Unidades de Manejo para la Conservación y Aprovechamiento de la Vida Silvestre (UMA) de diversas especies de interés económico que permite, mediante el manejo del hábitat y de las poblaciones, la conservación y el aprovechamiento sustentable de la flora y fauna silvestres de México (SEMARNAP, 1997; PROCER, 2007).

Además menciona, que las comunidades rurales podrán disminuir la captura de especies silvestres, si tienen a corto plazo un incentivo a través del establecimiento de sistemas de crianza en cautiverio y el manejo adecuado de las poblaciones silvestres

(SEMARNAP, 1998).

Una Unidad de Manejo puede ser un criadero o predio de investigación, exhibición o reproducción de flora y fauna silvestre. También se incluye en esta categoría, cualquier otra actividad o forma viable de propagación de ejemplares. Así mismo, busca promover alternativas de producción compatibles con el cuidado del ambiente a través de un uso racional, ordenado y planificado de los recursos naturales contenidos en dichos predios (INE, 2000; SEMARNAT, 2009).

Las UMA se dividen en dos modalidades, la de manejo intensivo donde las poblaciones de especies silvestres se manejan en condiciones de cautiverio o confinamiento. La otra modalidad son las de vida libre, en las cuales el manejo de las poblaciones silvestres de especies de interés se desarrolla en condiciones naturales, sin imponer restricciones a sus movimientos (SEMARNAT, 2013).

Los tipos de aprovechamiento sustentable de la vida silvestre se dividen en dos categorías. Uno es el Extractivo y se utiliza para "cacería deportiva, mascotas, ornato, alimento, insumos para la industria y la artesanía, exhibición, colecta". El otro es el No Extractivo y se utiliza principalmente en "ecoturismo, investigación, educación ambiental, fotografía, video y cine" (SEMARNAT, 2010).

El contexto: Universidad y municipios.

El Centro Universitario de la Costa (CUC), tiene su origen en mayo de 1994, cuando la Universidad de Guadalajara crea la Red Universitaria en un intento por generar espacios educativos en el estado de Jalisco, conformándose así, seis centros temáticos y ocho centros regionales ubicados en las zonas más dinámicas del Estado, avalados por una tradición educativa de más de 200 años, lo cual permitió que se constituyeran como auténticos factores de despegue socioeconómico (CUC, 2018).

El Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara, es establecido entonces como un modelo de educación superior para impulsar el desarrollo social y cultural de la región de Puerto Vallarta, atendiendo además la demanda de los municipios de Talpa de Allende, Cabo Corrientes, Mascota, Tomatlán, San Sebastián del Oeste, y la parte Sur del Estado de Nayarit (CUC, 2018).

A partir de ese mismo año y como respuesta a la demanda educativa de la comunidad local, y la existencia de recursos humanos calificados para la docencia de calidad, se crean las carreras de Turismo, Administración, Contaduría Pública y Derecho, a las que en el año de 1997 se suma la carrera de Psicología y la Especialidad en Terapia Familiar que en 1998 se convertiría en Maestría, única en la red universitaria y a nivel nacional (CUC, 2018).

Actualmente, el Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara cuenta con 4,630 alumnos, 14 programas educativos a nivel licenciatura, de los cuales 8 se encuentran acreditados, ofrece también 8 programas de posgrado, y suma 88 profesores de tiempo completo de los cuales 19 son miembros del Sistema Nacional de Investigadores (SNI), lo cual refleja mejora en la calidad de la enseñanza (CUC, 2018).

Situación ambiental.

El crecimiento en infraestructura turística y de servicios públicos desde la década de 1990, ha hecho que en la región de la bahía de Banderas, en específico los municipios de Puerto Vallarta, Jalisco y Bahía de Banderas, Nayarit, se desarrollen situaciones de competencia por el uso de recursos, provocando la pérdida de ambientes naturales con la consecuente restricción de los hábitat de diversas especies, así como la ocurrencia de situaciones entre el hombre y la fauna silvestre, donde generalmente la fauna ha sido cazadas por el valor de su piel, como alimento,

como mascota, por temor y algunas veces por simple diversión, todo lo anterior, aunado a la reducción y la fragmentación de su hábitat por el incremento de la mancha urbana, han generado para las diferentes especies la pérdida o el desplazamiento de los espacios que históricamente le pertenecían (Hernández-Hurtado, 2008).

Debido al crecimiento urbano ya mencionado anteriormente en la década de 1990, que generó la pérdida y fragmentación de ambientes naturales y el desplazamiento de la fauna silvestre en la bahía de Banderas, nació el interés de un grupo de investigadores, que en conjunto con la administración del Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara crearon un centro de acopio para el rescate de la fauna silvestre, denominado Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA) “Centro Universitario de la Costa Reptilario Cipactli”, la cual obtiene por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales su clave de registro: INE/CITES/DGVS-CR-IN-0610-JAL/00, el 24 de enero del año 2000; y tiene como objetivos la investigación, conservación, preservación y rescate de los reptiles que habitan en la bahía de Banderas (Hernández-Hurtado, 2008).

La UMA Reptilario Cipactli se localiza en el Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara. Presenta una superficie de 0.32 hectáreas, en la que se distribuyen 10 albergues para cocodrilos, lagartos, lagartijas y tortugas; además, cuenta con un área circular techada de usos múltiples donde se realizan las pláticas de educación ambiental (Hernández-Hurtado, 2012).

La vegetación que existe dentro de las instalaciones del Reptilario Cipactli, son mezclas de un relicto de bosque de galería, bosque tropical subcaducifolio y plantas de ornato en la que habitan en vida libre una variedad de insectos, anfibios, reptiles, aves y

algunos mamíferos, los cuales suelen observarse durante los recorridos (Hernández-Hurtado, 2012).

Estrategias de intervención.

El Programa de Educación Ambiental implementado en el Reptilario Cipactli es de tipo No Formal, el cual estuvo dirigido a la creación de instrumentos que permitieron la transmisión del conocimiento, canalizando esfuerzos especialmente en la información educativa que se vertió a los escolares de todas las edades, la cual contempló la interacción del público en general con los reptiles y su ambiente.

La plática dura entre 40 y 60 minutos dependiendo del grupo de edad al que se esté atendiendo (40 personas como máximo), inicia en el área de usos múltiples dando la bienvenida, y mencionando el ¿por qué? y cómo se formó la UMA, cuáles son sus objetivos y los proyectos que se llevan a cabo con reptiles en cautiverio y vida silvestre. Después se comienza el recorrido por las instalaciones en las que se menciona la biología de las diferentes especies de reptiles (alimentación, crecimiento, reproducción, depredación, hábitat y distribución), funciones biológicas que cumplen en la naturaleza y la forma de aprovechamiento comercial que se realiza de forma legal e ilegal.

El material que se utiliza para dichas pláticas son carteles, organismos disecados o diferentes partes de estos como: cráneos, pieles, dientes, artículos de piel de reptiles y en algunas ocasiones animales vivos; además, durante el recorrido por las instalaciones pueden observar organismos vivos en cautiverio y en vida silvestre (libres). Además, cabe mencionar que para hacer más digerible la biología, a los niños de preescolar y primaria se les cuenta el siguiente cuento.

Cuento Cocodrilo

Por Pablo Simitrius Hernández Hurtado

Hola mi nombre es Cipactli, soy un cocodrilo que vive en los esteros de la bahía de Banderas. Aquí la gente me llama comúnmente caimán y los científicos me dicen *Crocodylus acutus*. Pero la historia de mi vida comienza hace 50 años, cuando mi mamá la señora Cuca, escarbó un hoyo donde puso delicadamente 35 huevos y los cubrió con arena y tierra, en uno de esos huevos yo viví 90 días, durante ese tiempo mi mamá cocodrila nos cuidó celosamente para que no nos pasara nada a mis hermanos y a mí. Cuando íbamos a nacer, mis hermanos y yo no podíamos romper el duro cascarrón del huevo y comenzamos a realizar chillidos, pues así es como los humanos dicen que se escucha, mi madre al escucharnos fue inmediatamente destapo el hoyo, nos sacó delicadamente del huevo y llevo al agua para que estuviéramos a salvo. Al nacer medí 28 centímetros y pese 70 gramos.

Al cuarto día de mi nacimiento comencé mi vida como cazador experto que soy, y con los 68 colmillos que tengo en mi hocico, empecé capturando chapulines, mariposas, arañas cangrejitos y otros animales pequeños. De joven, mi alimentación cambio, pues deje de comer animales pequeños y me alimente de peces medianos, cangrejos y crías de aves que caían de sus nidos.

Ahora que soy adulto, capturo patos, garzas, tlacuaches, mapaches, en fin, todo aquello que esté al alcance de mis posibilidades, sin embargo, mi alimento favorito son los peces. Ya que no puedo masticar, el alimento lo trago completo si es pequeño, pero si resulta grande, lo agarro fuertemente con el hocico y lo sacudo o giro rápidamente mi cuerpo para arrancar un trozo. Los ácidos y algunas piedras que tengo en mi estómago me ayudan a digerir carne, piel y huesos. El pelo y las plumas de mis presas no las digiero.

Ahora quiero comentar algunos atributos que han hecho que mi especie haya sobrevivido durante 70 millones de años.

Los humanos me llaman reptil porque arrastro mi cuerpo, pero también puedo nadar, caminar, correr y saltar. Además, soy el único reptil con el corazón dividido en cuatro como el humano y cuando buceo mando toda la sangre con oxígeno a mi cerebro, poseo una visión a colores y tengo unos párpados parecidos al visor que usan los buzos, los cuales me sirven para ver bajo el agua, mi olfato es tan desarrollado como el de los perros, escucho perfectamente y mi cuerpo está lleno de escamas parecido a una coraza.

Mi función es evitar que los animales de los que me alimento se conviertan en plaga; además, mantengo los canales en los esteros abiertos, lo cual es bueno para todas las plantas y animales que ahí vivimos.

Sin embargo y pese a tener todos los atributos anteriores, ser parte del ecosistema y brindar los diversos beneficios para el ambiente, mi especie está desapareciendo, esto es debido principalmente a que el humano nos ha quitado gran parte del lugar donde vivíamos, nos cazan por diversión o por temor, ya que dicen que somos peligrosos y feos, ¡y para peligrosos ellos!, nada más que

vean el mundo como lo tienen y si nos dicen feos pues que se miren en el espejo.

Por último quiero comentarles, que entre hermanos y primos nacimos 100 cocodrilitos aquel año, de los cuales solamente yo llegue a ser un cocodrilo adulto.

Resultados: actividades de educación ambiental realizadas en municipios.

Los resultados obtenidos del Programa de Educación Ambiental en la UMA Reptilario Cipactli en 18 años (2000-2017), fue de 63,080 personas atendidas; obteniendo el mínimo registro en el año 2000 con 147 personas, que fue cuando dio inició el programa; mientras que el máximo se presentó en al año 2008 con 7,563. Además, se observó que el número de personas atendidas fue fluctuante, destacando los años 2005, 2006, 2008, 2011 y 2012 con la mayor cantidad; mientras que la menor fue durante los primeros cinco años (Figura 1).

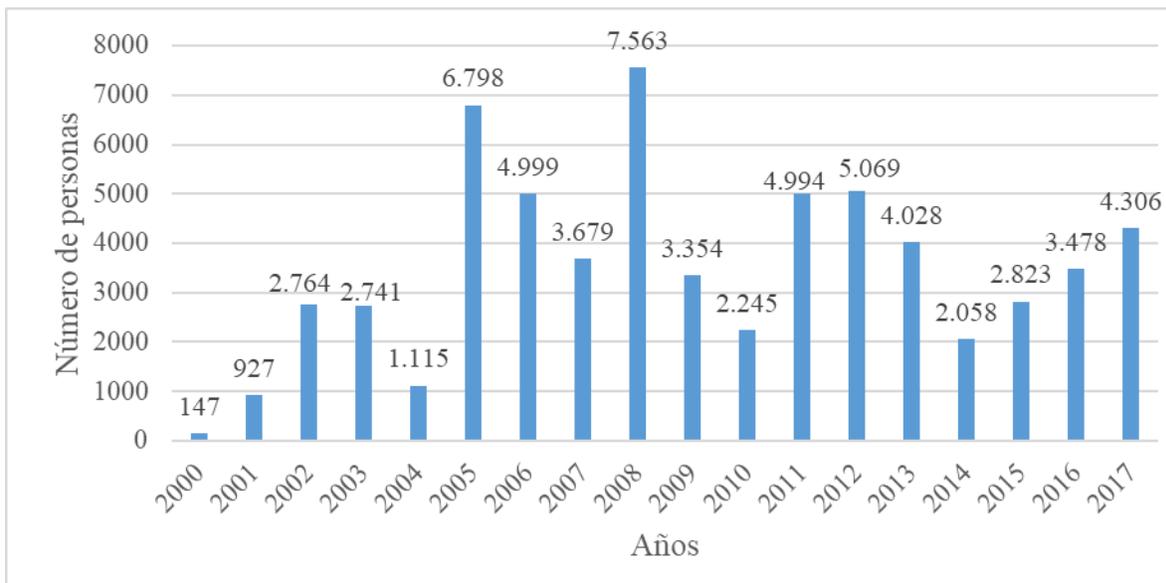


Figura 1. Número de personas atendidas del 2000 al 2017 en el Programa de Educación Ambiental de la UMA Reptilario Cipactli.

Además, los resultados se organizaron en grupos de estudiantes de preescolar, primaria, secundaria, bachillerato y licenciatura; grupo Sábados que se refiere a Sábados en la Ciencia que es un programa de divulgación científica creado por la Academia Mexicana de Ciencias e implementado en el Centro Universitario de la Costa; y la categoría de Otros que fueron grupos ecologistas, cursos de verano y organizaciones no gubernamentales (Figura 2).

En los resultados por Grupos en 18 años, se observó que el grupo mencionado como Otros fue el que presentó mayor asistencia con 15,145 personas, seguido por el grupo Sábados. Mientras que de los grupos escolares sobresalió el preescolar con 11,937, seguido de la primaria, licenciatura y secundaria; y al final el de menor asistencia fue el Bachillerato con 3,117 (Figura 2).

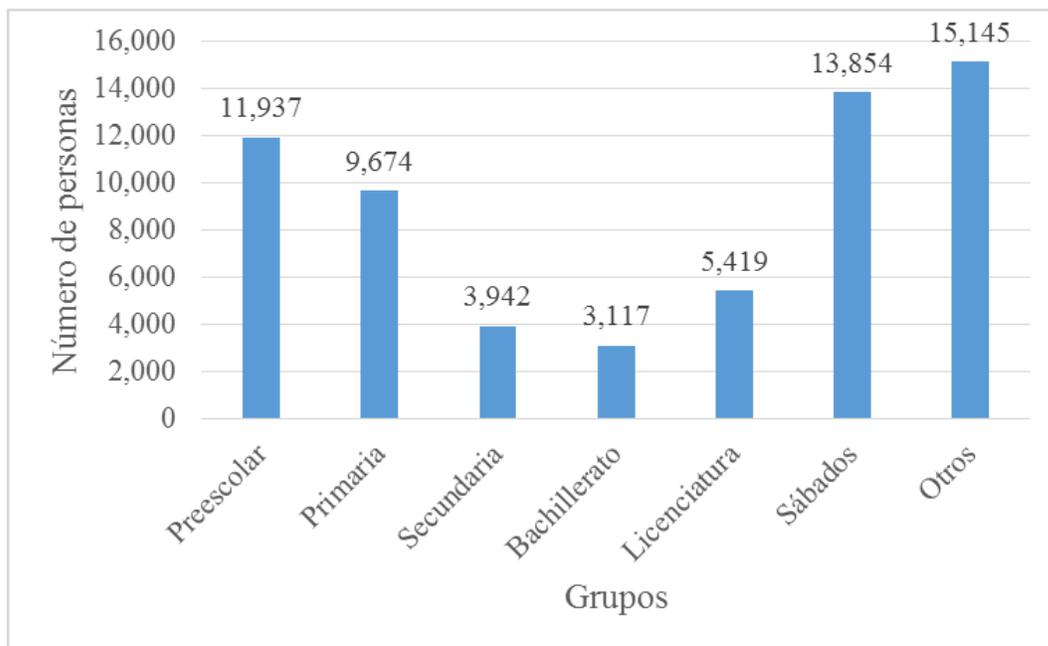


Figura 2. Número de personas atendidas por Grupo del 2000 al 2017 en el Programa de Educación Ambiental de la UMA Reptilario Cipactli.

Finalmente se puede mencionar que los municipios donde se ha tenido mayor impacto son Puerto Vallarta, Jalisco y Bahía de Banderas, Nayarit. Sin embargo, han asistido al Reptilario Cipactli grupos de personas para pláticas de educación ambiental de los estados de Jalisco: Cabo Corrientes, Tomatlán, San Sebastián del Oeste, Mascota, Talpa de

Allende y Guadalajara; Nayarit: Compostela, San Blas, Ixtlán del Río y Tepic; Sinaloa: Mochis y Guasave; Colima: Armería; Michoacán: Morelia; Zacatecas: Zacatecas; Guanajuato: Guanajuato; Nuevo León: Monterrey; Estado de México: Texcoco y Ciudad de México.

Recomendaciones.

Se recomienda implementar programas de Educación Ambiental para la difusión y concientización de los recursos naturales a la población en general.

El uso de material proveniente de animales muertos y animales vivos, facilita la comprensión y aceptación de los asistentes.

La inserción de estudiantes de licenciatura para impartir las pláticas, fortalece su visión como profesionistas, al mismo tiempo que los ayuda a difundir de forma sencilla y digerible la información al público en general.

Literatura citada.

Ceballos, G., A. García, I. Salazar y E. Espinoza. 2010. Conservación de los vertebrados: patrones de distribución, endemismo y vulnerabilidad. En: Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del oeste de México. G. Ceballos, A. García, L. Martínez, E. Espinosa, J. Bezaury y R. Dirzo, eds. CONABIO - UNAM, México. 369-386.

CUC (Centro Universitario de la Costa), 2018. <http://www.cuc.udg.mx/?q=historia> (accesado enero 02, 2018).

Hernández-Hurtado, P. S. 2008. La UMA Reptilario Cipactli una alternativa de Desarrollo Sustentable en Bahía de Banderas, México. Tesis de Maestría. Universidad de Guadalajara. 137.

Hernández-Hurtado, P. S. 2012. Alimentación y nutrición de crías de cocodrilo de río *Crocodylus acutus* en cautiverio en la UMA Reptilario Cipactli. Tesis de Doctorado. Universidad de Guadalajara. 68.

INE. 2000. Estrategia nacional para la vida silvestre. Dirección General de Vida Silvestre, Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 1ra edición. 212.

PROCER (Programa de Conservación de Especies en Riesgo). 2007. Programa para la Conservación de especies 2007-2012. SEMARNAT. 24.

SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca). 1997. Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural 1997-2000. SEMARNAP. INE. 107-135.

SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca). 1998. Memorias del Primer Taller Nacional sobre Manejo de Iguanas en Cautiverio. SEMARNAP. Michoacán, México. 1-4.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2009. Manual técnico para beneficiarios. SEMARNAT. México. 31.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Características de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA). Compendio de estadísticas ambientales. SEMARNAT. http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5_8080/ibi_apps/WFServletca40.html. Consultado noviembre 2016.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental Especies nativas de México de flora y fauna silvestres categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial. México. 68.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013. Lineamientos para entregar subsidios para el fomento a la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre nativa, en UMA o PIMVS, en zonas y comunidades rurales de la república mexicana ejercicio 2013. SEMARNAT. México. 21.



A los autores:

La revista **Acta Pesquera** de la Unidad Académica, Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera de la Universidad Autónoma de Nayarit publica artículos originales sobre investigación en ciencia pesquera y ciencias del mar para presentar a la comunidad científica, a la industria, a las autoridades y al público en general los avances y resultados en estas ciencias.

La revista publicará dos números por volumen anual, conteniendo trabajos arbitrados de autores que trabajen en centros nacionales y extranjeros.

Los artículos deben ser concisos y claros para agilizar su arbitraje y difusión. La extensión del artículo no deberá exceder 20 páginas (tamaño carta mecanografiadas a doble espacio, incluyendo texto, figuras y tablas). Solo en casos especiales se publicaran artículos mayores; se aceptan comunicaciones breves de especial interés científico siempre y cuando contenga datos suficientes para demostrar resultados confiables y significativos.

Orden de presentación y características:

1. Título.
2. Nombre(s) del (los) autor(es).
3. Institución(es) donde se realizó la investigación y direcciones de la(s) misma (s).
4. Resumen: síntesis de los resultados en menos de 300 palabras.
5. Palabras clave: cinco como máximo.
6. Abstracts and key words: el autor proporcionará resumen y palabras clave traducidas, aunque solicite la traducción del

artículo a la revista.

7. Texto: los encabezados de las secciones principales se escriben sólo con mayúsculas, los de las subsecciones con mayúsculas y minúsculas; la primera vez que se menciona una especie se incluye el nombre científico completo en cursivas, con autoridad taxonómica y año; se usará el Sistema Internacional de Unidades, abreviando las unidades sin punto final.
8. Agradecimientos.
9. Referencias. Se listan alfabética y cronológicamente todas las mencionadas en el texto. Los nombres de las revistas, libros, simposio o universidades (en el caso de tesis o informes internos) se imprimirán en negritas y los de espacios en cursivas.

Ejemplos de citas bibliográficas:

Caddy John F. (1989). Marine invertebrate fisheries: Their assessment and management. FAO, Rome, Italy. 13, 281-300

Murillo, Janette M., Osborne, Robert H., Gorsline, Down S. (1994). Fuentes de abastecimiento de arena de playa en isla Creciente, Baja California Sur, México; Análisis de Fourier para forma de grano. Ciencias Marinas 20(2) 243-262.

Ken Horwas (1991). Financial Planning Commercial Fishermen Lance Publications the United States of America. Pag

Kesteven G. L. (1996). A fisheries science approach to problems of world fisheries or; three phases of an industrial revolution. Fisheries Research 25, 5-17 Australia.

10. Apéndices (si los tiene).
11. Tablas: presentadas en hojas separadas, con un título breve y sin líneas verticales.
12. Pies de figura: escritos en hoja aparte, no en la ilustración.
13. Figuras: las originales en tinta negra sobre papel no poroso. Los detalles e inscripciones deben tener un tamaño adecuado para conservar su precisión al reducirse a un cuarto de página. La anotación del número de cada una y el apellido del autor se hace con lápiz en las mismas. Las fotografías se utilizan sólo si aportan un dato o conclusión que no pueda presentarse de otra forma. Deben ser positivas y con buen contraste; pueden publicarse en color cuando sea necesario.
14. Título para encabezado de páginas: con 60 caracteres como máximo y lo más parecido al título completo.

El trabajo original y tres copias deben dirigirse al coordinador editorial de **Acta Pesquera**, Dr. José Trinidad Ulloa Ibarra, jtulloa@uan.edu.mx, Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit, Apartado Postal 10 San Blas Nayarit, CP. 63740, Fax 01 (323) 2 31-21-20 y 01 (311) 2 18 20 14.

El proceso de aceptación de un artículo, cuando el autor demore más de seis meses en responder a las sugerencias del editor y/o revisores dicho artículo será dado de baja. En caso de que se desee que sea considerado para publicación posterior, se iniciará el proceso de revisión desde el principio y el trabajo será sujeto a nuevo arbitraje.

Una vez aceptado el artículo, se debe proporcionar un archivo con la grabación del

mismo, capturado en cualquier procesador de texto compatible con Word para Windows de preferencia

Los autores reciben una prueba final tipografiada antes de su publicación y son responsables de esta revisión final.

Los artículos aceptados por **Acta Pesquera** pasan a ser propiedad de esta y no se regresan los originales.

Se proporcionaran 5 reimpresos gratuitos del artículo a el (los) autor(es).





2395-8944