



*Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología*

Unidad Académica Mazatlán

Universidad Nacional Autónoma de México



"EFECTOS DEL OXÍGENO DISUELTO y pH ASOCIADOS A LA  
CONCENTRACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA SOBRE LA  
DENSIDAD DE *Tisbe monozota* (Bowman, 1962)  
(COPEPODA: HARPACTICOIDA) BAJO CONDICIONES  
CONTROLADAS DE LABORATORIO"

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

(Biología Marina)

PRESENTA:

**Alondra Martínez Hernández**

Director de Tesis: Dr. Samuel Gómez Noguera

Comité Tutorial: Dra. Christina D. Siebe Grabach

Dra. María Nuria Méndez Ubach

Dr. Carlos R. Green Ruíz

Dr. David Sergio Valdés Lozano

Mazatlán, Sinaloa, Enero 2008



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## **DEDICATORIA**

Dedico este trabajo principalmente a mis padres Ofelia Hernández Estrada y Manuel Martínez Franklin por el apoyo y confianza que me han brindado hasta ahora, por enseñarme a salir adelante ante lo adverso pero sobre todo por enseñarme a ser responsable, gracias a ustedes he logrado esta meta. Además de que sin ellos no sería la persona en la que me he convertido. LOS AMO.

A mi hermano y el resto de mi familia que siempre han tenido un voto de confianza hacia mi.

A mis amigos y compañeros que me hicieron más ameno mis años de estudio y que estuvieron en los momentos en que necesitaba de una compañía.

Por último a una persona que ha formado parte de mi vida estos últimos años, que siempre me levanta los ánimos cuando lo necesito, que ha creído en mi y que hasta el momento piensa que tengo la capacidad para hacer todo lo que me proponga.

## AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico para realizar mis estudios de posgrado.

A mi director de tesis Dr. Samuel Gómez Noguera, a quien agradezco el apoyo y la orientación y disponibilidad durante la realización de mi tesis.

A mi comité tutorial, Dr. Carlos R. Green Ruíz, Dra. Christina Siebe Grabach, Dra. Ma. Nuria Méndez Ubach y Dr. David Sergio Valdés Lozano por su contribución al enriquecimiento de este trabajo.

Al Dr. Felipe Amescua por su apoyo en los análisis estadísticos.

A la M. en C. Ana Carmela Puello Cruz por la donación de los organismos para la realización de este trabajo.

Al ahora ya M. en C. Francisco Neptalí Morales Serna por su apoyo para resolver muchas de las dudas que se me presentaron durante la realización de mi tesis.

A Georgina Quevedo Pacheco por ayudarme y echarme porras durante la realización de mi experimento.

A Magali por su disposición para resolver los trámites que demandaba el Posgrado.

A Clarita y Pedro, responsables de la biblioteca, por su ayuda en la búsqueda de literatura.

A todos los que forman parte del laboratorio de Invertebrados Bentónicos por hacer más relajados los momentos de trabajo.

De nueva cuenta a mis amigos, compañeros y colados de maestría por hacerme pasar momentos divertidos durante ésta: Gina, Moro, Eynar, Martín, Beto, Chiapas, Carlos, Miguel, Yhara, Alma, Asia, Nadia, Julio, Leo, Joel, Claudia etc.

El presente trabajo es una contribución al proyecto IN217606-2 *Estudio comparativo de los efectos de la contaminación orgánica sobre la densidad y diversidad de los copéodos bentónicos en dos sistemas costeros del sur de Sinaloa*, apoyado por el programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM.

## ÍNDICE

Pág.

### DEDICATORIA

### AGRADECIMIENTOS

### LISTA DE FIGURAS

### LISTA DE TABLAS

<b>1. INTRODUCCION</b>	1
1.1. Meiofauna	1
1.2. Importancia de la meiofauna	1
1.3. Copépodos	1
1.4. Oxígeno disuelto	2
1.5. Materia Orgánica	3
1.6. Ciclo de la Materia Orgánica	3
1.7. Procesos que sufre la Materia Orgánica	4
1.8. pH	5
<b>2. ANTECEDENTES</b>	6
2.1. Especie de prueba	10
<b>3. HIPÓTESIS</b>	15
<b>4. OBJETIVOS</b>	15
4.1. Objetivo general	15
4.2. Objetivos particulares	15
<b>5. MATERIAL Y METODOS</b>	16
5.1. Instalación de acuarios	16
5.2. Determinación de carbono orgánico	17
5.3. Análisis granulométricos	18
5.4. Inoculación de los organismos en los acuarios	18
5.5. Adición de materia orgánica	19
5.6. Toma de muestras	19
5.7. Separación por estadío y conteo de los copépodos	20
5.8. Medición de variables fisicoquímicas	20
5.8.1. Medición de Oxígeno disuelto	20
5.8.2. Determinación de pH	21
5.8.3. Medición de temperatura	21
5.8.4. Medición de Salinidad	21
5.9. Tratamiento estadístico de los datos	22
5.9.1. Oxígeno disuelto	22
5.9.2. Densidad de <i>T. monozota</i> con respecto a la calidad y concentración de la materia orgánica	22

5.9.3. Relación entre las variables fisicoquímicas y la densidad de <i>T. monozota</i> .	23
<b>6. RESULTADOS</b>	24
6.1. Instalación de acuarios	24
6.2. Densidad total de <i>T. monozota</i>	24
6.3. Densidad por estadio de desarrollo de <i>T. monozota</i>	28
6.4. Determinación de carbono orgánico	36
6.5. Oxígeno Disuelto	36
6.6. Determinación de pH	38
6.7. Temperatura	39
6.8. Relación entre la densidad de copéodos durante el período del experimento con las variables fisicoquímicas	40
<b>7. DISCUSIÓN</b>	42
7.1. Densidad de <i>Tisbe monozota</i>	47
<b>8. CONCLUSIONES</b>	52
<b>9. BIBLIOGRAFIA</b>	53

## LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Ciclo de la materia orgánica.	4
Figura 2. Estructura general de estadíos de copepodito del 1 al 5.	11
Figura 3. Estructura general de hembra de <i>Tisbe monozota</i> . A. vista dorsal; B. urosoma, vista ventral. Barra de escala: A, 333 $\mu\text{m}$ ; B, 100 $\mu\text{m}$ . (Tomado y modificado de Gómez <i>et al.</i> 2004).	12
Figura 4. Estructura general de macho de <i>Tisbe monozota</i> . A. vista dorsal; B. urosoma, vista ventral. Barra de escala: A, 300 $\mu\text{m}$ ; B, 200 $\mu\text{m}$ . (Tomado y modificado de Gómez <i>et al.</i> 2004).	13
Figura 5. Acuarios instalados en el cuarto con temperatura controlada.	16
Figura 6. Distribución de los acuarios de acuerdo a las diferentes concentraciones (Baja, Media y Alta) de Spirulina (Sp 1 y Sp 2) y alimento comercial para tortugas (Tor 1 y Tor 2).	19
Figura 7. Tonalidad del agua al a) inicio y b) final de los experimentos.	24
Figura 8. Comparación de la densidad de copépodos entre el promedio de las réplicas de los tratamientos.	25
Figura 9. Variación temporal de la densidad ( $\text{ind.}10\text{ cm}^{-2}$ ) (eje “y”) de <i>Tisbe monozota</i> para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).	27
Figura 10. Variación temporal de la densidad de nauplios ( $\text{ind.}10\text{ cm}^{-2}$ ) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).	28
Figura 11. Variación temporal de la densidad de hembras ( $\text{ind.}10\text{ cm}^{-2}$ ) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).	29
Figura 12. Variación temporal de la densidad de copepodito 1 ( $\text{ind.}10\text{ cm}^{-2}$ ) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).	30
Figura 13. Variación temporal de la densidad de copepodito 2 ( $\text{ind.}10\text{ cm}^{-2}$ ) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).	31
Figura 14. Variación temporal de la densidad de copepodito 3 ( $\text{ind.}10\text{ cm}^{-2}$ ) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).	32
Figura 15. Variación temporal de la densidad de copepodito 4 ( $\text{ind.}10\text{ cm}^{-2}$ ) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).	33

Figura 16. Variación temporal de la densidad de copepodito 5 (ind.10 cm <sup>-2</sup> ) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).	34
Figura 17. Variación temporal de la densidad de machos (ind.10 cm <sup>-2</sup> ) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).	35
Figura 18. Comparación de los valores de oxígeno disuelto para los diferentes tratamientos.	37
Figura 19. Variación de la concentración de oxígeno disuelto en mg/L (eje “y”) a través de los días (eje “x”) para los diferentes tratamientos, a) Control, b) Baja Sp, c) Media Sp, d) Alta Sp, e) Baja Tor, f) Media Tor, g) Alta Tor.	38
Figura 20. Comparación de los valores de pH entre los diferentes tratamientos.	39
Figura 21. Variación de la temperatura para los diferentes tratamientos.	39



## LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Resultados de la diferencia de la densidad de copéodos entre las dos réplicas de cada tratamiento según el Análisis del Residuo de la Suma de Cuadrados, mostrando la distribución F y el nivel de confianza (p).	25
Tabla 2. Resultados de la prueba Likelihood Ratio para la densidad entre los diferentes tratamientos, mostrando $\chi^2$ y p.	26
Tabla 3. Porcentaje de carbono orgánico en los diferentes tratamientos al final del experimento.	36
Tabla 4. Resultados de la correlación de Spearman (r) para los tratamientos con baja, media y alta concentración de <i>spirulina</i> , mostrando el nivel de confianza (p) entre la densidad de copéodos y las variables fisicoquímicas (oxígeno, temperatura y pH).	40
Tabla 5. Resultados de la correlación de Spearman (r) para los tratamientos con baja, media y alta concentración de alimento comercial para tortugas, mostrando el nivel de confianza (p) entre la densidad de copéodos y las variables fisicoquímicas (Oxígeno, Temperatura y pH).	41

## RESUMEN

Se realizó un bioensayo durante los meses de octubre a diciembre del 2006 (ocho semanas) para analizar el efecto del oxígeno disuelto y pH sobre la densidad de *Tisbe monozota* (Copepoda: Harpacticoida) como resultado del aporte de diferentes cantidades de dos tipos de materia orgánica (*Spirulina* y alimento comercial para tortugas). Se instalaron un total de 14 acuarios en un cuarto a temperatura controlada. En éstos se colocó sedimento de tipo arenoso y fueron llenados con agua de mar filtrada. Instalados los acuarios, se procedió a su inoculación con *Tisbe monozota* y se comenzó a añadir las diferentes concentraciones de materia orgánica. Dos réplicas fueron consideradas como controles. A estas últimas no se les añadió materia orgánica. A tres pares de réplicas se les añadieron 0.07 g. (concentración baja), 0.1 g. (concentración media) y 0.12 g. (concentración alta) de *Spirulina* (55% mínimo de proteína, 4% de grasa, 7% de fibra, 7 % de humedad, 7% de ceniza y 0.3% de carotenos), respectivamente. De igual manera se utilizó el mismo número de réplicas y concentraciones para el caso de alimento comercial para tortugas (30% de proteína, entre un 6 y un 8% de grasa y entre un 10 y un 12% de fibra). Se tomaron muestras de sedimento por triplicado de cada uno de los acuarios para la cuantificación de los copépodos dos veces por semana. También se realizó la separación por estadíos de desarrollo. Se tomaron mediciones de oxígeno disuelto diariamente, así como también de pH, temperatura y salinidad durante el tiempo que duró el experimento. Utilizando el Análisis de la Suma de Cuadrados se encontraron diferencias entre las pendientes de variación de la densidad a lo largo del tiempo que duró el experimento en los tratamientos control y los tratamientos con baja y alta cantidad de *Spirulina*. Lo mismo se observó en el caso del alimento comercial para tortuga. También se encontraron diferencias entre el tratamiento con baja y media cantidad de *Spirulina*, baja y alta cantidad de *Spirulina* y baja y alta cantidad de alimento comercial para tortuga. Estas diferencias se deben principalmente a que los copépodos desaparecieron más rápido en los tratamientos con alta cantidad de materia orgánica, seguido por los de media y baja cantidad de materia orgánica a causa de la reducción de la concentración de oxígeno disuelto. Los nauplios fue el estadio de desarrollo que presentó la mayor densidad seguido por las hembras, copepoditos y por último machos.

## ABSTRACT

Bioassay was carried out during the months of October to December 2006 (eight weeks) to analyze the effect of dissolved oxygen and pH on the density *Tisbe monozota* (Copepoda: Harpacticoida) as a result of the contribution of different amounts of two types of organic matter (*Spirulina* and commercial food for turtles). They settled a total of 14 aquariums in a room at a controlled temperature. In the latter was placed sandy sediment type and were filled with filtered seawater. Installed aquariums, it proceeded to inoculation with *Tisbe monozota* and started adding different concentrations of organic matter. Two replicas were considered as controls. In the latter were not added organic matter. Three pairs of replicas were added 0.07 g. (Low concentration), 0.1 g. (Average) and 0.12 g. (High concentration) of *Spirulina* (55% minimum protein, 4% fat, 7% fiber, 7% moisture, ash 7% and 0.3% of carotenes), respectively. Similarly using the same number of replicas and concentrations in the case of commercial food for turtles (30% protein, between 6 and 8% fat and between 10 and 12% fiber). Samples of sediment in triplicate for each of the aquariums for the quantification of the copepods twice a week. We also performed the separation stage of development. It took measurements of dissolved oxygen daily, as well as pH, temperature and salinity during the period of the experiment. Using the analysis of the Sum of Squares differences were noted between the slopes of the density variation over time that the experiment lasted between treatments and control treatments with low and high amount of *Spirulina*. The same was observed in the case of commercial food for turtles. There were also differences between the treatment with low to medium quantity of *Spirulina*, low and high amount of *Spirulina* and low and high amount of food for commercial turtle. These differences are mainly due to the copepods disappeared faster in treatments with a high amount of organic matter, followed by the medium and small amounts of organic matter due to the reduction of dissolved oxygen concentration. The naupli was the stage of development which had the highest density followed by the females, copepodites and finally males.

# **1. INTRODUCCIÓN**

## **1.1. Meiofauna**

Higgins y Thiel (1988) definen a la meiofauna como aquellos organismos que por su tamaño, son capaces de pasar a través de una malla de 500  $\mu\text{m}$  de luz pero son retenidos en una malla de 63  $\mu\text{m}$ . Hay una diversidad considerable de taxa que están considerados dentro de la meiofauna. Entre ellos se encuentran los nemátodos, copépodos, rotíferos, gastrotricos, tardígrados, tunicados, nemertinos, ostrácodos, poliquetos, turbelarios, ácaros, oligoquetos, quinorrincos, tanaidáceos, foraminíferos y braquiópodos (Coull, 1973).

## **1.2. Importancia de la meiofauna**

La meiofauna tiene un papel muy importante en los procesos bentónicos por su habilidad para asimilar, excretar y mineralizar nutrientes (Eila *et al.* 1988) y son organismos consumidores de material detrítico principalmente (Coull y Chandler, 1992). Los organismos y taxa pertenecientes a la meiofauna se presentan en gran abundancia, tienen poca capacidad de dispersión, presentan tiempos generacionales cortos y tienen larvas bentónicas (Coull y Chandler, 1992). Además, tienen una alta sensibilidad a la perturbación, por lo que la meiofauna ha sido considerada como buena indicadora de cambios ambientales producidos por contaminación orgánica en el sedimento (Coull y Chandler, 1992; de la Cruz y Vargas, 1987; Coull, 1988; Widbom y Elmgren, 1988; Bodin, 1988, 1991; Sandulli y de Nicola-Giudici, 1989, 1990), siendo muy útiles para el monitoreo de la contaminación por desechos orgánicos (i. e. detritus) y materia orgánica disuelta (Odum, y de la Cruz, 1963).

La meiofauna representa una fuente de energía importante, ya que sirve de alimento para organismos superiores tales como peces y crustáceos entre otros (Coull, 1988; Huys y Boxshall, 1991).

## **1.3. Copépodos**

Aunque los nemátodos son generalmente el grupo dominante en términos de abundancia, les siguen los copépodos, que en términos de biomasa, pueden ser a menudo el taxón más importante. La mayoría de las especies de copépodos meiobentónicos pertenecen al orden Harpacticoida, los cuales habitan todos los ambientes bentónicos disponibles en

sistemas marinos y dulceacuícolas (Coull, 1985) y son considerados organismos sedentarios y principalmente consumidores de detrito (Wells, 1976).

Las variaciones en los factores bióticos y abióticos están muy ligadas tanto a las relaciones de estos organismos como a sus interacciones, ya que influyen en la colonización y la estructura de la población por medio de interacciones positivas o negativas con el sedimento (Woodin y Jackson, 1979).

El desarrollo de los copépodos en general puede durar menos de una semana hasta lo largo de un año y su longevidad va desde 6 meses hasta un año. Esto puede variar entre las diferentes especies, además hay otros factores que controlan la actividad reproductiva, la producción de hembras grávidas y a su vez la producción de huevos (FAO, 1996). Algunos de estos factores, tanto fisicoquímicos como biológicos son: temperatura, suplemento alimenticio, contenido de O<sub>2</sub>, etc. Estos son determinantes para el desarrollo de las poblaciones de copépodos (Nodot, 1978). De igual manera la naturaleza de los copépodos ya sean estos cultivados o de origen silvestre hace que varíen sus tiempos generacionales y longevidad (FAO, 1996).

#### **1.4. Oxígeno disuelto**

Condiciones de bajo oxígeno disuelto, o hipoxia, se producen en algunos ambientes acuáticos como estuarios, a consecuencia de la combinación de factores químicos y físicos, y las repercusiones afectan más allá de las especies comercialmente importantes (Sedlacek *et al.* 2005). El oxígeno es el factor predominante entre los parámetros abióticos que determinan las condiciones del habitat y la presencia de la meiofauna. La mayoría de los organismos meiobentónicos tienen áreas superficiales relativamente grandes y altas demandas de oxígeno; solamente los especialistas preferirán condiciones hipóxicas. Así, la distribución de las comunidades de la meiofauna se puede correlacionar con la fuente del oxígeno del agua intersticial (Sikora y Sikora 1982).

La distribución vertical de la meiofauna está controlada, principalmente, por la profundidad de discontinuidad del potencial redox (RPD por sus siglas en inglés) (el cambio entre sedimentos aerobios y anaerobios). El factor primordial de los gradientes verticales en la RPD es el oxígeno, el cual determina el potencial redox así como el estado de oxidación del sulfuro y varios nutrientes (McLachlan, 1978). Algunos de los organismos

de la meiofauna son capaces de tolerar condiciones de oxígeno muy bajas o nulas, al contrario de la mayoría de los copépodos harpacticoides que son sensibles a la reducción de oxígeno, lo cual restringe su ocurrencia a las capas superiores del sedimento (Dahms *et al.* 1990).

Los copépodos constituyen un importante eslabón en la cadena alimenticia, y la influencia de las bajas concentraciones de oxígeno no ha sido muy estudiada hasta ahora (Sedlacek *et al.* 2005).

Uno de los procesos básicos donde el oxígeno disuelto es consumido es la oxidación microbiana de la materia orgánica (Seki, 1982). El oxígeno es el aceptor preferido de electrones durante la oxidación de la materia orgánica en todos los ambientes óxicos, pero se agota debajo de una profundidad variable en el sedimento, de modo que la materia orgánica eventualmente se deposita en un ambiente anóxico (Froelich *et al.* 1979). La oxidación de residuos de detrito orgánico depositado continúa, por supuesto, usando como alternativa a otros aceptores de electrones en el siguiente orden: O<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, MnO<sub>2</sub>, FeOOH, SO<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> (Martens, 1978; Haddad, 1989; Chanton *et al.* 1987). En ambientes anóxicos, el nitrato se consume rápidamente y el sulfato se convierte en el oxidante dominante (Pedersen *et al.* 1990).

### **1.5. Materia orgánica**

La materia orgánica que se deposita en los sedimentos de los sistemas lagunares proviene tanto del medio terrestre como del medio acuático de manera natural y tiene sus orígenes en la hojarasca de manglar, macrófitas acuáticas y, en menor proporción, en los animales que habitan el medio y en las actividades humanas (Müller y Mathesius, 1999). Así, la materia orgánica se define como el material de origen biológico que se encuentra en cualquier ecosistema (acuático o terrestre), ya sea de origen alóctono o autóctono, cuyo principal componente es el carbono y puede provenir de la producción primaria que se realiza dentro del mismo ecosistema (Hecht *et al.* 2003).

### **1.6. Ciclo de la materia orgánica**

La materia orgánica experimenta mineralizaciones dentro de la propia columna de agua o en los estratos superficiales del sedimento. La mineralización conlleva a la

conversión de un elemento de un estado orgánico a un estado inorgánico a través de la acción de microorganismos (Bordovskiy, 1965). Este proceso de remineralización es un proceso complejo de múltiples pasos mediado sobre todo por las bacterias del sedimento. El carbono orgánico particulado se convierte inicialmente en carbono orgánico disuelto, una porción del cual se oxida a carbono inorgánico disuelto. Cuando los aceptores de electrones (e.g.,  $O_2$ ,  $NO_3^-$ , y  $SO_4^{2-}$ ) se agotan, el carbono orgánico disuelto se convierte en carbono inorgánico disuelto y metano ( $CH_4$ ). El  $CH_4$  puede difundirse hacia la superficie de la columna sedimentaria que contiene sulfato, donde se oxida a carbono inorgánico disuelto (Figura 1). Los productos de remineralización de la materia orgánica (carbono orgánico disuelto, carbono inorgánico disuelto, y  $CH_4$ ) se acumulan en el agua intersticial y se reciclan hacia la columna de agua por difusión o quedan bajo la superficie del sedimento mientras que éste se acumula (Alperin *et al.* 1985 y Devol, 1987).

En estratos más profundos existe una incorporación de materia orgánica más estable con procesos de cambio más lento. Esta causa cambios significativos en el contenido de oxígeno, Eh, pH, etc. (Coull, 1973).

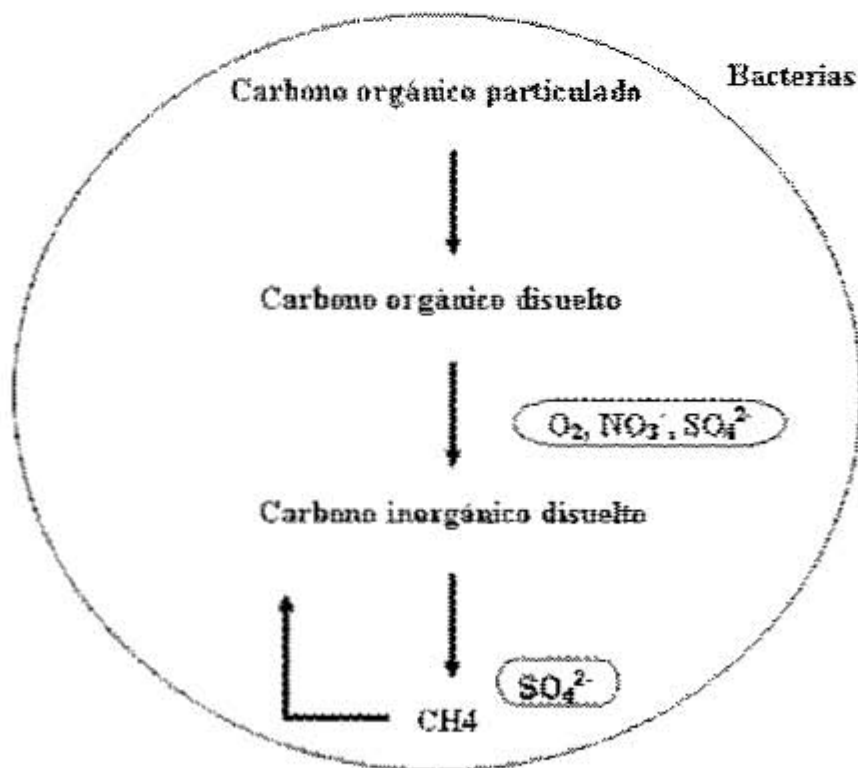


Figura 1. Ciclo de la materia orgánica.

## 1.7. Procesos que sufre la materia orgánica

La degradación de materiales orgánicos en sedimentos controla o influye numerosos procesos biogeoquímicos importantes, incluyendo reacciones de óxido-reducción, así como el intercambio químico del agua con el sedimento (Martens, 1978; Haddad, 1989; Chanton *et al.* 1987).

Otros procesos que experimenta la materia orgánica son la humificación (descomposición de la materia orgánica por hongos y bacterias) y transformaciones del nitrógeno (amonificación, nitrificación, fijación) entre muchos otros (Bordovskiy, 1965).

## 1.8. pH

En el bioma marino, el pH desempeña solamente un papel de menor importancia para la meiofauna, puesto que el agua de mar, levemente alcalina (pH 7.5-8.5), está bien protegida contra las fluctuaciones de pH. En sedimentos con bajo contenido de oxígeno o anóxicos que contienen sulfuro de hidrógeno, el pH del agua intersticial puede caer debajo de 7. Esto, conjuntamente con otros factores de stress tales como temperaturas extremas y la salinidad, pueden ser perjudiciales. Aislado de otros factores, un impacto nocivo del pH extremo se puede probar solamente experimentalmente. En el campo, este efecto es encubierto por el efecto sinérgico de otros factores ambientales (Giere, 1977).

Todo lo mencionado anteriormente es esencial en la articulación de cadenas alimenticias y es por estos mecanismos que los productores primarios tienen a su disposición nutrientes para continuar con la síntesis de materia orgánica y los consumidores obtienen alimento en forma de detritus (Coull, 1973). Así, al haber un aumento en la concentración de la materia orgánica en un determinado sistema, ésta alterará la concentración de oxígeno y pH, y podría llevar a una modificación en la abundancia o distribución de la meiofauna por pérdida de una población en un ecosistema, y alterará su papel como alimento para niveles tróficos superiores haciendo disponibles los nutrientes contenidos en la materia algal, bacteriana y detrítica que, de otra forma, no podría ser aprovechada por peces y crustáceos (Mare, 1942; Coull, 1988; Huys y Boxshall, 1991; Giere, 1993). En este trabajo se pretende conocer el efecto que tienen el oxígeno disuelto y el pH, asociados a la concentración de materia orgánica, sobre las poblaciones de *Tisbe*



*monozota* (Copépoda: Harpacticoida) bajo condiciones controladas de laboratorio. Este género ha demostrado que se adapta perfectamente a las condiciones controladas, soporta el manejo y altas densidades de cultivo, tiene alta fecundidad, demuestra tolerancia a amplios rangos de temperatura, salinidad y acepta una gran variedad de alimentos (Puello *et al.* 2004).

## 2. ANTECEDENTES

Tradicionalmente se ha usado a la macrofauna y/o sus componentes para evaluar los efectos de actividades antropogénicas y/o procesos naturales sobre sistemas costeros en México, y se ha empleado muy poco a la meiofauna para los mismos fines. Esto se debe principalmente al desconocimiento de las ventajas de emplear a la meiofauna y sus componentes numéricamente más importantes (facilidad de tomar pequeñas muestras de sedimento con altas densidades de organismos, sus hábitos relativamente sésiles, sus tiempos generacionales cortos, y su íntimo contacto con el sedimento) (Coull, 1988).

A pesar de su importancia, la meiofauna y sus componentes han sido pobremente estudiados en sistemas costeros mexicanos y solo se dispone de algunos trabajos (Gómez, 1993; Gómez *et al.* 1997; Morales-Serna, 2004; Bustos-Hernández, 2004; Morales-Serna, 2006) acerca de su variación con respecto a variables ambientales, y aún no se conocen bien los efectos que pueda tener la variación de los parámetros físico-químicos del sedimento sobre la diversidad de los componentes de la meiofauna.

Varios autores han sugerido que la meiofauna puede ser útil para el monitoreo biológico de la calidad de los sedimentos marinos y estuarinos. (e.g. Pequegnat, 1975; Gray, 1981; Raffaelli *et al.* 1981; Warwick, 1981), siendo la diversidad un buen indicador del estado de los sistemas ecológicos (Magurran, 1983).

Connell y Orias (1964), MacArthur y Levins (1964, 1967) y MacArthur (1970) han observado que un incremento en el suministro de nutrientes puede tener como resultado un aumento en la diversidad ecológica de una comunidad. Sin embargo, esta hipótesis ha sido rechazada (Pielou, 1975) generalmente a causa de los numerosos ejemplos de una relación inversa entre productividad y diversidad, la llamada paradoja del enriquecimiento (Rosenzweig, 1971; Riebesell, 1974). Según Margalef (1983) la diversidad es baja en las aguas contaminadas debido a la eliminación de las especies menos resistentes.

Las concentraciones de la materia orgánica observadas en sedimentos marinos son controladas por su tasa de depósito, el grado de preservación del

material depositado y el grado al cual esta fracción es diluida por otros componentes del sedimento (Koczy, 1950). Estas reacciones que llevan a cabo la descomposición de la materia orgánica en sedimentos marinos han sido intensamente estudiadas en la última década y se ha demostrado que la oxidación de la materia orgánica procede de las reacciones donde son utilizados diversos aceptores de electrones (Froelich *et al.* 1979).

Lyons y Gaudette (1979) han demostrado que la naturaleza de la materia orgánica depositada en sedimentos marinos tiene un efecto dominante en las tasas de la reducción del sulfato. Encontraron que la materia orgánica derivada de los restos algales es degradada más fácilmente por las bacterias sedimentarias que la materia orgánica derivada de las plantas vasculares.

Se ha demostrado experimentalmente que la oxidación de la materia orgánica a través de la reducción del sulfato puede ser tan rápida y tan eficiente como bajo condiciones oxigenadas (Foree y McCarty 1970; Jewell y McCarty 1971; Otsuki y Hanya 1972a, b; Westrich y Berner 1984; Kristensen y Blackburn 1987). Por otra parte, las observaciones de Murray *et al.* (1978) y Martens y Klump (1984) acerca de la disminución exponencial de la concentración del carbón orgánico con la profundidad en sedimentos anóxicos implican necesariamente que la degradación de la materia orgánica debe ocurrir en tales ambientes. Esto es apoyado por las observaciones de Aller (1980) y Aller y Yingst (1980) acerca de que la cantidad de materia orgánica fácilmente utilizable disminuye rápidamente debajo de la superficie del sedimento en sedimentos anóxicos. Jörgensen (1982) ha demostrado que la masa de la materia orgánica mineralizada por los reductores del sulfato es relativamente igual que la degradada por los aerobios en sedimentos costeros.

Cambios de condiciones completamente óxicas a anóxicas ocurren con frecuencia en un rango de tan solo unos milímetros en el sedimento. Si la fuente del oxígeno que se obtiene mediante los flujos de bioturbación/irrigación cesa, se puede observar un rápido agotamiento del oxígeno causado por el consumo bacteriano, lo que provoca un cambio de las condiciones hipóxicas y anóxicas. En fondos arenosos existe una zona muy estrecha (mm) de transición de capas

óxicas a capas anóxicas. Aquí, las condiciones microóxicas pueden traslaparse con el sulfuro de hidrógeno (Meyer *et al.* 1988).

Hockin (1983) realizó un estudio donde observó los efectos del enriquecimiento orgánico en una comunidad de copépodos harpacticoides. Los cambios se hicieron aparentes en la comunidad cuando la aplicación del enriquecimiento era una vez por día, obteniendo que la disponibilidad y calidad de alimento se relacionan con la tasa de la producción de huevos y el desarrollo post-embrionario (Mullin y Brooks, 1970; Smyly, 1970; Weglenska, 1971; Smol y Heip, 1974; Zurlini *et al.* 1978). Por este motivo, Hockin (1983) concluyó que el uso de copépodos harpacticoides como indicadores de la calidad ambiental presenta algunos problemas, ya que parece probable que la respuesta de comunidades naturales depende de la carga de la materia orgánica y de la composición de la comunidad con respecto a la proporción de especies que se alimentan de bacterias y de algas. Así, Hockin (1983) asumió que el incremento de productividad bacteriana causó sólo el incremento de la diversidad de la fauna de copépodos harpacticoides a causa del aumento de especies consumidoras de bacterias y el incremento en el suministro de materia orgánica causó un aumento de la riqueza de especies así como una disminución en la diversidad.

En estudios recientes realizados en el sistema Urías (Mazatlán, Sinaloa, México), Bustos-Hernández (2004) encontró que la mayor concentración de materia orgánica ocurrió en sitios en que se descarga una gran cantidad de desechos orgánicos provenientes de la ciudad de Mazatlán y del rastro municipal, fábricas procesadoras de alimentos y de granjas camaronícolas. Por otro lado, el aporte de materia orgánica en sitios alejados de estas fuentes de contaminación orgánica se explica por la presencia de bosque de manglar, cuyos aportes de hojarasca pueden contribuir al incremento de la materia orgánica en sitios con sedimentos finos (limos, arcillas y arenas finas).

Además de las granjas camaronícolas, cuyos aportes de aguas residuales ricas en nutrientes promueve los florecimientos de fitoplancton que eventualmente se deposita en el sedimento (Gee y Somerfield, 1997; Ölafsson y Elmgren, 1997; Danovaro *et al.* 2002), la presencia de bosques de mangle, cuyos aportes de

hojarasca contribuyen al enriquecimiento de materia orgánica y que a su vez puede servir de alimento para la meiofauna, afectan la abundancia, distribución y diversidad de los copépodos bentónicos. Hay una relación clara entre la presencia de los altos valores de contenido de materia orgánica y la presencia de sedimentos fangosos como ha sido mostrado por Méndez (2002) y Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001a, b) para la misma área de estudio y por algunos otros autores para otros sitios (Soto-Jiménez *et al.* 2001; Ellis y Atherton (2002); Shumilin *et al.* (2002); Conaway *et al.* (2003). Soto- Jiménez (1998) y Shumilin *et al.* (2002) encontraron cierta tendencia de la materia orgánica para asociarse con sedimentos de grano fino, y Soto-Jiménez (1998) menciona que la cantidad de materia orgánica controla, en cierto grado, las propiedades mecánicas y físicas del sedimento, tales como la capacidad de retención de agua, porosidad y compresibilidad.

En otro estudio que se llevó a cabo en el Estero El Verde (Sinaloa), Vargas-Arriaga (en prep.) ha observado que la concentración de materia orgánica tiene estrecha relación con el tipo de sedimento encontrando. Así, este autor ha observado menores concentraciones de materia orgánica en sedimentos arenosos que en sedimentos finos (limos y/o arcillas). Lo anterior hace suponer que la densidad de la meiofauna puede ser menor en sitios con sedimentos finos y altas concentraciones de materia orgánica, ya que se reducen los niveles de oxígeno disponible para la meiofauna, ocasionando una disminución en el número de individuos y en el número de taxa (Bustos-Hernández, 2004).

Vargas-Arriaga, (en prep.) ha observado que las densidades de copépodos son comparativamente menores en sitios con bajas concentraciones de materia orgánica y sedimentos arenosos y que la densidad de copépodos se correlaciona positivamente con el sedimento fino (limos y arcillas) y la concentración de materia orgánica. Por otro lado, los valores más altos de diversidad se observaron en sitios con sedimentos areno-limosos y los valores más bajos se registraron en sitios con sedimentos areno-arcillosos.

Morales-Serna *et al.* (2006) encontraron, en el sistema Urías (Mazatlán, Sinaloa, México), que el contenido de materia orgánica se correlaciona

positivamente con sedimentos limo-arcillosos. En general, el contenido más alto de materia orgánica se registró en los sitios influenciados por el aporte de desechos orgánicos. La densidad de copépodos bentónicos mostró una correlación positiva con la presencia de sedimento arenoso y negativa con la presencia de arcilla y el contenido de materia orgánica. Estos autores observaron también que la abundancia de copépodos harpacticoides se correlacionó positivamente con la presencia de sedimentos arenosos y negativamente con la presencia de sedimentos fangosos (limo y arcilla) y con el contenido de materia orgánica.

Los estudios de Alongi (1987a, b), Poovachiranon *et al.* (1986) y Tietjen y Alongi (1990) sugieren que los taninos derivados de mangle pudieran ser un factor importante que controla la abundancia de la meiofauna en sitios con manglar. Por otra parte, Meziane y Tsuchiya (2002) sugirieron que el aporte de materia orgánica por el bosque de manglar no es significativo en cuanto a la materia orgánica disponible en el sedimento superficial en sistemas estuarinos, y que algunas otras fuentes de alimento (bacterias, macroalgas y diatomeas bentónicas) deberían ser consideradas.

Actualmente se conocen relativamente bien los factores que determinan la variación horizontal de la abundancia, biomasa y diversidad de la meiofauna (Danovaro *et al.* 1995; Duplisea y Hargrave, 1996; Gourbault *et al.* 1998; Gyedu-Ababio *et al.* 1999; Hooge, 1999; Neira *et al.* 2001a, 2001b; Widdicombe y Austen, 2001; Danovaro *et al.* 2002). En general, se ha observado que la meiofauna está regulada principalmente por la disponibilidad de alimento (bacterias y diatomeas, cuya densidad está regulada por la disponibilidad de materia orgánica), tipo del sedimento (granulometría) y condiciones ambientales (concentración de oxígeno, Eh, pH, etc.). Aunque McLachlan (1980) argumentó que tanto la distribución vertical como la horizontal de especies de sustratos arenosos está controlada principalmente por el contenido de oxígeno disuelto en el agua intersticial.

En cuanto al pH, Bordovskiy (1965) estableció que hay una relación directa entre la cantidad de bacterias y el contenido de materia orgánica de los sedimentos por los cambios de pH, ya que el pH por debajo de 7 limita el

crecimiento de las bacterias al ser estas muy temperamentales y sensibles a los cambios en las condiciones ambientales. Estos cambios en el pH son provocados por los procesos que sufre la materia orgánica, además de los efectos de la anoxia, y trae como consecuencia una disminución en el número de bacterias que sirven como fuente de alimento para los copépodos. Al darse esta disminución en las bacterias se daría un cambio en la composición de comunidades de la meiofauna (Jørgensen, 1983). Moriarty, (1980) observó que habitats con alta concentración de materia orgánica disuelta a menudo son indirectamente atractivos por el meiobentos, ya que la materia orgánica disuelta es utilizada por las bacterias, las cuales son utilizadas como alimento para muchas especies del meiobentos.

### **2.1. Especie de prueba**

La especie utilizada en este estudio fue *Tisbe monozota* (Harpacticoida: Tisbidae) y pertenece al orden Harpacticoida, el cual tiene alrededor de 3,000 especies distribuidas en 460 géneros y 20 familias (Huys, *et al.* 1996). Una de las principales características de este orden es su tagmosis (sitio donde se ubica la mayor articulación del cuerpo). Presentan una tagmosis de tipo podoplea que se encuentra entre los somitas que llevan el cuarto y quinto par de patas, respectivamente. Otras características que diferencian al orden Harpacticoida es 1) la presencia de anténulas con al menos 9 segmentos en hembras y 14 en machos, 2) la fusión del endópodo y de la base del quinto par de patas de ambos sexos formando un baseoendópodo, mientras que en las especies con un endópodo discreto tienen un máximo de dos setas sobre éste (Huys *et al.* 1996).

El tiempo de generación para copépodos harpacticoides bajo condiciones óptimas es de 8 a 11 días a una temperatura entre 24 y 26 °C, pero está sujeto a variación por factores como temperatura y suplemento alimenticio. Especies cultivadas han demostrado tener un tiempo generacional más corto que los copépodos encontrados en el campo (FAO, 1996). En el caso del harpacticoides *Tisbe holothuridae* cultivado a temperaturas óptimas (27°), reduce el tiempo de generación que está entre los 10 y 12 días (Marcus y Alatalao, 1989). Mujica *et al.*

(1995) determinó que el tiempo que demora el desarrollo del copépedo harpacticoide (*Tigriopus japonicus*), desde la eclosión hasta el estado adulto y aparición de las primeras hembras con huevos, es de 17 días, apareciendo los copepoditos I a los 6-7 días después de la eclosión.

*Tisbe monozota* fue descrita por Bowman en 1962 y redescrita por Gómez *et al.* (2004). Esta especie se encuentra distribuida en Florida (Bowman, 1962) y en Mazatlán, Sinaloa, México (Gómez *et al.* 2004). Presentan 5 estadios copepoditos (Figura 2) y el adulto.

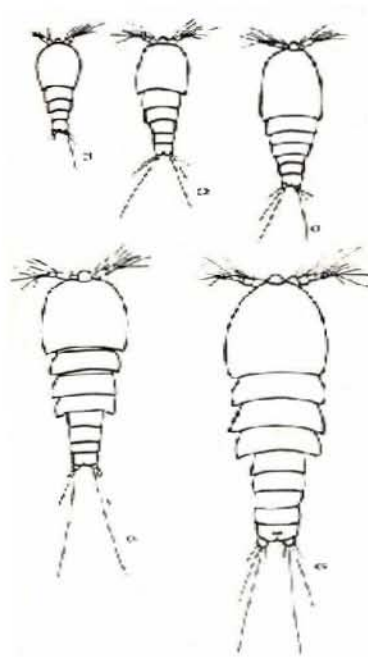


Figura 2. Estructura general de estadios de copepodito del 1 al 5.

La hembra presenta un cuerpo que se hace mas angosto en la parte posterior, y tiene una anchura máxima en el margen posterior del cefalotórax. La



longitud del cuerpo varía entre 740 y 840  $\mu\text{m}$  y presenta una doble somita genital que resulta de la fusión del segundo y tercer urosomita (Figura 3) (Gómez *et al.* 2004).

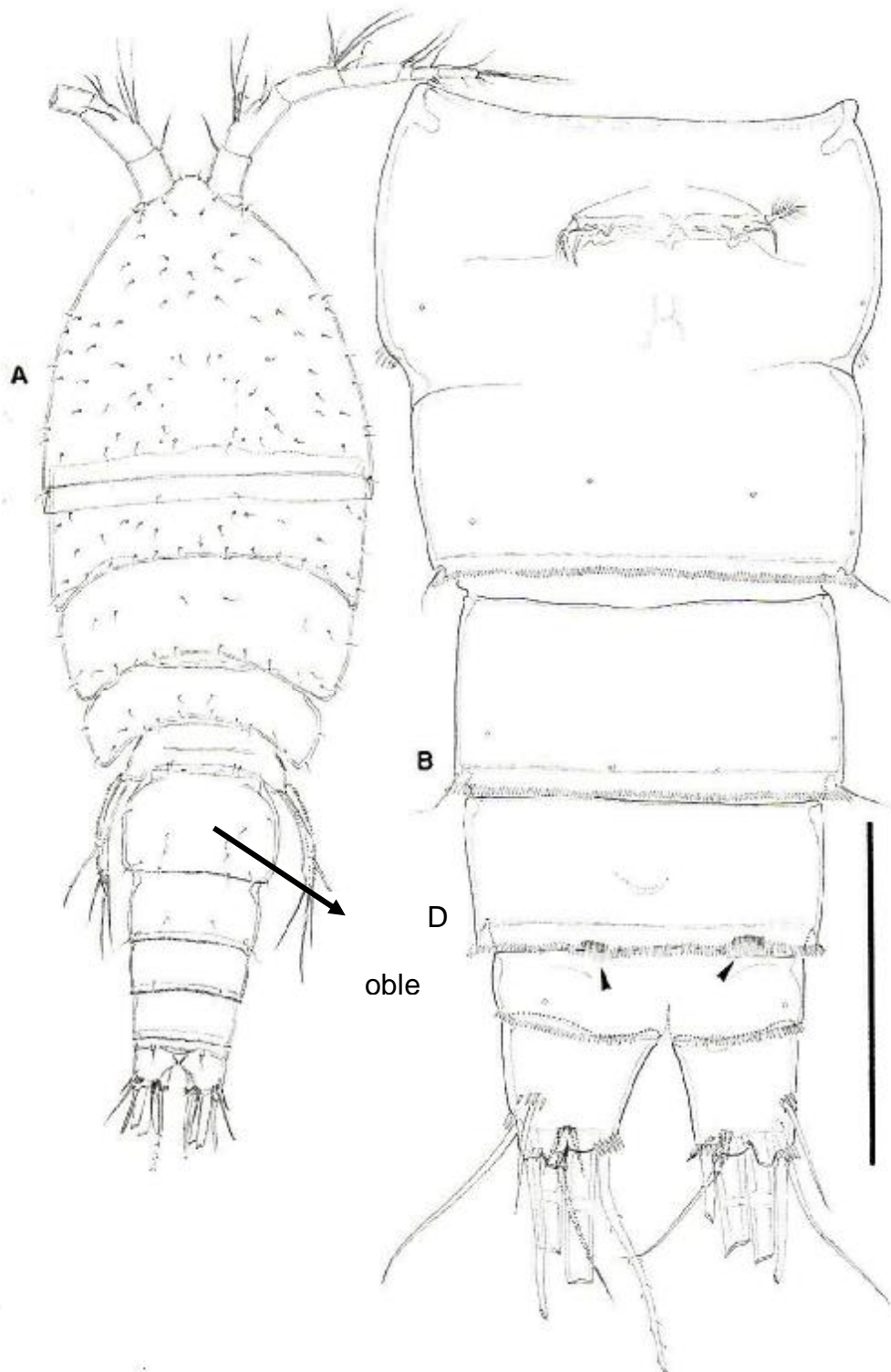


Figura 3. Estructura general de hembra de *Tisbe monozota*. A. vista dorsal; B. urosoma, vista ventral. Barra de escala: A, 333  $\mu\text{m}$ ; B, 100  $\mu\text{m}$ . (Tomado y modificado de Gómez *et al.* 2004).

El macho presenta la forma del cuerpo como el de la hembra a excepción del doble somita genital. La longitud total varía entre 600 y 660  $\mu\text{m}$ . Presenta una anténula dividida en al menos 14 segmentos y maxilípedos sexualmente dimórficos (Figura 4) (Gómez *et al.* 2004).

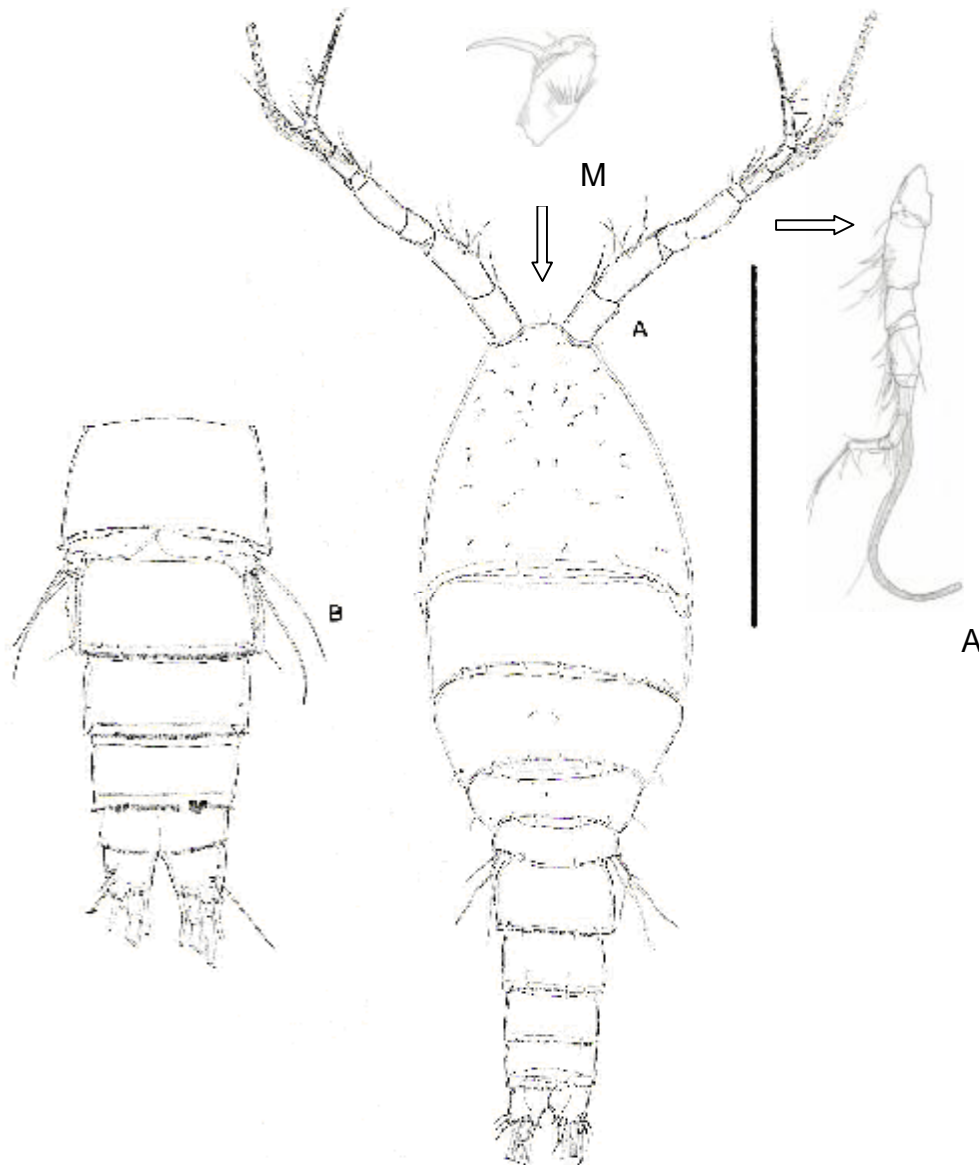


Figura 4. Estructura general de macho de *Tisbe monozota*. A. vista dorsal; B. urosoma, vista ventral. Barra de escala: A, 300  $\mu\text{m}$ ; B, 200  $\mu\text{m}$ . (Tomado y modificado de Gómez *et al.* 2004).

La clasificación taxonómica de esta especie es la siguiente (Martin y Davis, 2001):

Subphylum Crustacea Brünnich, 1772

Clase Maxillopoda Dahl, 1956

Subclase Copepoda Milne-Edwards, 1840

Infraclase Neocopepoda Huys y Boxshall, 1991

Superorden Podoplea Giesbrecht, 1882

Orden Harpacticoida Sars, 1903

Familia Tisbidae Stebbing, 1910

Género *Tisbe* Lillieborg, 1853

Especie *Tisbe monozota* (Bowman, 1962)

### **3. HIPÓTESIS**

En condiciones de laboratorio habrá un efecto de los cambios en la concentración de oxígeno disuelto y pH sobre la densidad de *Tisbe monozota* como resultado del aporte de diferentes concentraciones de dos tipos de materia orgánica (*spirulina* y alimento comercial para tortugas). Se espera que al aumentar el contenido de materia orgánica, el oxígeno disuelto disminuirá debido a la oxidación de materia orgánica (Froelich *et al.* 1979). Así, también se espera que el pH disminuya ante el incremento de la concentración de materia orgánica, ya que al descomponerse, ésta producirá ácidos (Bordovskiy 1965).

### **4. OBJETIVOS**

#### **4.1. Objetivo general**

Analizar los efectos del oxígeno disuelto y pH asociados al aporte de diferentes concentraciones de dos tipos de materia orgánica sobre la densidad de *Tisbe monozota* (Copepoda: Harpacticoida).

#### **4.2. Objetivos particulares**

- a) Evaluar el cambio en la concentración de oxígeno disuelto y pH como resultado de un aumento en la concentración de dos tipos de materia orgánica en bioensayos bajo condiciones controladas.
- b) Determinar si hay diferencias significativas en la densidad de copépodos entre las diferentes concentraciones (baja, media y alta) y los dos tipos de materia orgánica.
- c) Determinar cual es el factor que regula mayormente la densidad de la población de *T. monozota* en condiciones de laboratorio.

## 5. MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron bioensayos para determinar el efecto del oxígeno disuelto y pH sobre la densidad de *Tisbe monozota* bajo condiciones controladas, con diferentes aportes de dos tipos de materia orgánica, desde octubre a diciembre del 2006. Estos bioensayos consistieron en:

### 5.1. Instalación de acuarios

Se recolectaron sedimentos en la playa Cerritos ubicada en Mazatlán, Sinaloa por considerarse relativamente limpios. El sedimento fue de tipo arenoso, teniendo un promedio del 12% de arenas medias-arenas muy gruesas (AM-AMG), del 81% de arenas finas (AF) y de arenas muy finas (AMF) del 6%. El sedimento recolectado se lavó con agua dulce para eliminar las sales y todo tipo de organismos. Después se dejó secar a temperatura ambiente por unos cuantos días y se tamizó con una malla de 500  $\mu\text{m}$  para eliminar granos de sedimento gruesos, macrofauna y restos de material orgánico.

Una vez limpio, se colocaron 1500g de sedimento en 14 acuarios de aproximadamente 3 L de capacidad. Dichos acuarios fueron colocados en un cuarto con temperatura controlada (23 - 24° C) y cada uno se llenó con 2 L de agua de mar que fue previamente filtrada y esterilizada. El agua pasó por un filtro mecánico y luego por un filtro de rayos UV (Figura 5).



Figura 5. Acuarios instalados en el cuarto con temperatura controlada.

Dos acuarios fueron usados como controles (Control 1, Control 2) y no se les añadió materia orgánica. Se usó un total de 12 acuarios experimentales o tratamientos.

## 5.2. Determinación de la concentración de carbono orgánico

Inmediatamente después de haber sido llenados los acuarios con agua de mar filtrada, y antes de la primera aplicación de materia orgánica (*Spirulina* y alimento comercial para tortugas) se tomaron las primeras muestras de sedimento por duplicado para cada acuario, las cuales corresponden a la concentración inicial. Las muestras de sedimento se tomaron empleando nucleadores manuales de 3 cm de diámetro fabricados a partir de jeringas de plástico de 60 cc. Se trabajaron con los dos primeros centímetros del sedimento tomado, obteniendo una concentración inicial de 1.67% al promediar las réplicas de cada tratamiento. De igual manera, se tomaron muestras de sedimento al final del experimento para obtener la concentración final de carbono orgánico. Solo se optó por tomar muestras de sedimentos para la determinación de la concentración de materia orgánica al inicio y al final del experimento, ya que en bioensayos preliminares no se observaron cambios en la concentración de carbono orgánico a través del tiempo.

Las muestras fueron llevadas al laboratorio para ser secadas en una estufa marca Cole Parmer modelo 05015-50, a una temperatura de 60°C durante 48 horas. Posteriormente, la muestra se maceró en un mortero de porcelana para conseguir una textura fina y homogénea e inmediatamente se procedió llevar a cabo la técnica para la determinación de carbono orgánico.

La determinación de carbono orgánico se realizó mediante el método propuesto por Loring y Rantala (1977), el cual consiste en oxidar el carbono orgánico con dicromato de potasio y titular con sulfato ferroso amoniacal. La cantidad de sedimento analizada fue de 0.4g, los cuales se colocaron en un matraz Erlenmeyer de 500 ml previamente esterilizado. A las muestras de sedimento se le agregaron 10 ml de  $K_2Cr_2O_7$  1 N y 20 ml de  $H_2SO_4$  concentrado (con 2.5 mg/ml de  $Ag_2SO_4$ ), se mezclaron suavemente y se calentaron durante 30 minutos en una plancha a 100°C. Posteriormente, cada matraz se aforó a 200 ml con agua destilada, se les agregaron 10 ml de  $H_3PO_4$  al 85%, 0.2 g de NaF y 15 gotas de difenilamina como agente indicador. Por último se titularon con la solución ferrosa. Para la titulación se empleó una bureta digital 25 de tapa de botella marca Brinkmann. Cada muestra se analizó por duplicado.

La concentración de carbono orgánico se obtuvo al interpolar el volumen de muestra (0.4g) empleado en una curva de calibración elaborada a partir de soluciones con concentraciones conocidas de dextrosa (0, 0.5, 1.0, y 2.0 ml) y el gasto de la solución ferrosa. Se emplearon curvas estándar con una  $r^2 \geq 0.999$ .

### **5.3. Análisis granulométrico**

Se añadieron 10 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a cada muestra para la eliminación del material orgánico. Cuando se hubo consumido la materia orgánica, cada muestra se secó y se pasó por una batería compuesta por tres tamices: el primero con una abertura de luz de malla de 250 µm para retener las arenas medias-arenas muy gruesas, el segundo con una abertura de malla de 125 µm para retener las arenas finas, y el tercero con una abertura de luz de malla de 63 µm para separar las arenas muy finas de los lodos (limos y arcillas). En este caso no hubo presencia de limos y arcillas. Las arenas se pusieron en cápsulas de porcelana para ser pesadas. Todas las cápsulas fueron previamente pesadas (sin sedimento).

Habiendo obtenido el peso de las arenas, mediante una regla de 3 se calculó el porcentaje de arenas para cada muestra.

### **5.4. Inoculación de los organismos en los acuarios**

Ya montados los acuarios en el cuarto de temperatura controlada se procedió a la inoculación de los organismos en cada uno de estos. Los organismos de *Tisbe monozota* (21,000 organismos) utilizados en el presente bioensayo provienen del cultivo de copépodos del CIAD – Unidad Mazatlán a cargo de la M. en C. Ana C. Puello Cruz. En los catorce acuarios se agregó el mismo número de organismos. Para ello se agitó suavemente el recipiente con agua (3 L) en el que se encontraban los copépodos de manera que estos se distribuyeran uniformemente en el recipiente. A continuación se tomaron 50 ml con una manguera, y se contaron los organismos allí contenidos. La cantidad de copépodos contenidos en 50 ml (300 organismos) se usó para calcular, por extrapolación, el número de copépodos contenidos en 3.5 L. Así, cada acuario se inoculó con 1500 organismos aproximadamente.

Se dejaron reposar los acuarios por 24 horas con el fin de que los copépodos inoculados se establecieran, para después proceder con la incorporación de las diferentes concentraciones de materia orgánica.

### **5.5. Adición de materia orgánica**

Se utilizaron dos tipos de materia orgánica con el fin de observar si los organismos se comportaban de manera diferente. Se utilizó uno que tuviera mayor riqueza nutrimental como el caso de la *spirulina* comercial (55% mínimo de proteína,

4% de grasa, 7% de fibra, 7 % de humedad, 7% de ceniza y 0.3% de carotenos) y otro que fuera de menor calidad como el caso del alimento comercial para tortugas (30% de proteína, entre un 6 y un 8% de grasa y entre un 10 y un 12% de fibra). A los 12 acuarios experimentales se les añadió materia orgánica cada tercer día. A la mitad de estos se les añadió diferentes cantidades de *spirulina*. Se tomaron dos réplicas a las que se les añadió una cantidad baja (0.07 g) (Baja Sp1, Baja Sp2), a dos réplicas más se les añadió una cantidad moderada (0.1 g) (Media Sp1, Media Sp2), y a las otras dos réplicas se les añadió una cantidad elevada (0.12 g) de *spirulina* (Alta Sp1, Alta Sp2). Se procedió de igual manera con los seis acuarios experimentales restantes, a los que se les añadió, en este caso, alimento comercial para tortugas con una cantidad baja (0.07 g) (Baja Tor1 y Baja Tor2), una cantidad moderada (0.1 g) (Media Tor1 y Media Tor2), y una cantidad elevada (0.12 g) (Alta Tor1 y Alta Tor2) (Fig. 6). Estas cantidades fueron añadidas de acuerdo a resultados obtenidos de bioensayos preliminares realizados antes de la inoculación de los organismos.

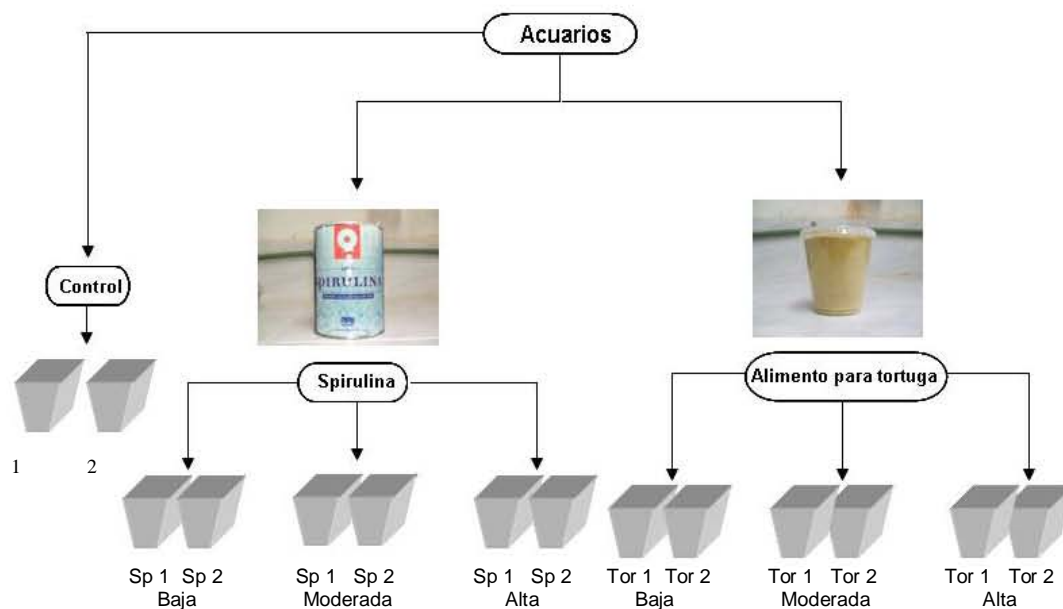


Figura 6. Distribución de los acuarios de acuerdo a las diferentes concentraciones (Baja, Media y Alta) de *spirulina* (Sp 1 y Sp 2) y alimento comercial para tortugas (Tor 1 y Tor 2).

### 5.6. Toma de muestras para el conteo de los copépodos

Se tomó una muestra de sedimento por triplicado para cada acuario dos veces por semana durante el período que duró el experimento que fue de ocho semanas entre



los meses de octubre y diciembre del 2006. La primera muestra se tomó antes de añadir la materia orgánica, con lo que se obtuvo la densidad inicial de copépodos. Las muestras posteriores se tomaron después de agregar la materia orgánica. Estas muestras fueron tomadas de cada acuario introduciendo en el sedimento una jeringa de 3cm de diámetro y mediante el uso de una manguera de acuario se absorbieron 10 ml del sedimento superficial contenido en la jeringa. Esto para obtener la densidad de copépodos. El sedimento se depositó en un frasco de vidrio al cual se le aplicó una solución de alcohol etílico al 70% y rosa de Bengala.

### **5.7. Separación por estadio y conteo de los copépodos**

Los copépodos se separaron por decantación. El proceso de decantación de cada muestra se hizo por lo menos 3 veces para asegurar la extracción de más del 80% de los organismos.

Los copépodos de cada muestra fueron separados manualmente en cajas petri utilizando una aguja fina y con la ayuda de un microscopio estereoscópico marca LEICA (mod. S6E). Cada copépodo fue identificado de acuerdo a su estadio de desarrollo y sexo (nauplio, copepodito 1, copepodito 2, copepodito 3, copepodito 4, copepodito 5 y hembras y machos adultos).

Ya separados por estadios y por sexo, fueron contados y por último fueron colocados en frascos de 1.5 ml con alcohol para su conservación y cada uno etiquetado con fecha y tratamiento al que pertenecían.

### **5.8. Mediciones de las variables fisicoquímicas**

Se realizaron mediciones de la concentración de oxígeno disuelto y pH desde el principio hasta el final del experimento (momento en el cual se observaron condiciones extremas en todos los tratamientos). También se midió la temperatura y salinidad para comprobar que estas dos variables se mantuvieran constantes.

#### **5.8.1. Medición de oxígeno disuelto**

La concentración de oxígeno disuelto se midió usando un medidor portátil marca Thermo (mod. Orion 4 Star), introduciendo un electrodo marca Thermo (mod. Orion 080510 MD) previamente calibrado en cada uno de los acuarios.

### **5.8.2 Determinación de pH**

Los valores de pH del sedimento se registraron usando un medidor portátil marca Thermo (mod. Orion 4 Star) sumergiendo un electrodo previamente calibrado marca Thermo (mod. Orion 9101) en el sedimento de cada uno de los acuarios.

### **5.8.3. Medición de temperatura del agua y sedimento**

La temperatura del agua se registró con el mismo medidor portátil marca Thermo (mod. Orion 4 Star), y la temperatura del sedimento se registró utilizando un termómetro digital marca Quick modelo 90350-12 Solid-state Minithermometer.

### **5.8.4. Medición de Salinidad**

La medición de salinidad se realizó directamente en los acuarios con un refractómetro de campo marca Cole-Parmer.

## 5.9. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

### 5.9.1. Oxígeno disuelto

Para detectar posibles diferencias en la concentración de oxígeno disuelto entre el promedio de los tratamientos a través del tiempo se utilizó el análisis de varianza (ANOVA) para datos no paramétricos de Kruskal-Wallis (Zar, 1996).

### 5.9.2. Densidad de *T. monozota* con respecto a la calidad y concentración de la materia orgánica

Se realizaron regresiones lineales de la densidad total a través del tiempo para los diferentes tratamientos.

Para obtener las posibles diferencias en la densidad de *T. monozota* en cada uno de los tratamientos se utilizó el Análisis del Residuo de la Suma de Cuadrados (ARSS por sus siglas en inglés) para datos no lineales (Chen *et al.* 1992). Este análisis simplemente verifica si dos o más rectas del mismo tipo son estadísticamente diferentes. Para esto se utilizan cuatro pasos:

1) Para cada serie de datos  $i$ , se ajusta una recta y se calcula la suma de cuadrados residuales ( $RSS_i$  por sus siglas en inglés) y el grado de libertad asociado ( $DF_i$  por sus siglas en inglés).

2) El resultado de  $RSS_i$  y  $DF_i$  para cada recta es sumado para dar  $\sum RSS_i$  y  $\sum DF_i$ .

3) Se reúnen los datos para todas las rectas y una recta nueva se ajusta a los datos combinados y se calcula el total de la suma de cuadrados residuales y de los grados de libertad.

4) Con ayuda del programa Excel edición 2003 para Windows,  $F$  se calcula aplicando la siguiente fórmula:

$$F = \frac{\frac{RSS_p - \sum RSS_i}{DF_p - \sum DF_i}}{\frac{\sum RSS_i}{\sum DF_i}} = \frac{RSS_p - \sum RSS_i}{\frac{3.(K-1)}{N-3.K}}$$

donde: F se refiere al estadístico F, con 3.(K-1) y (N-3.K) grados de libertad, K es el número de rectas que están siendo comparadas, y N es el total o el tamaño de la muestra.

Habiendo encontrado diferencias, se aplicó la prueba Likelihood Ratio (Kimura, 1980) para saber entre que parámetros de la recta (pendiente u ordenada) hubo diferencias comparando las diferentes concentraciones (baja, media y alta) y los dos tipos de materia orgánica. Esta prueba se realizó con la ayuda del programa Excel edición 2003 para Windows y se basa en la siguiente ecuación:

$$C_k^2 = -NxLn\left(\frac{RRS_{\Omega}}{RRS_w}\right)$$

donde k son los grados de libertad, N el número total de observaciones de ambas rectas combinadas,  $RRS_{\Omega}$  es la suma total de cuadrados residuales derivada de las rectas ajustadas y  $RRS_w$  es la suma total de cuadrados residuales derivada de las rectas ajustadas con una de las hipótesis supuestas.

### **5.9.3. Relación entre las variables fisicoquímicas y la densidad de *T. monozota***

Para determinar los factores que tuvieron una influencia mayor sobre el número de organismos durante el experimento se realizaron correlaciones de Spearman para datos no paramétricos. Esta correlación es una medida de asociación que requiere que ambas variables sean medidas en una escala ordinal de manera que los objetos o individuos en estudio pueden colocarse en dos series ordenadas (Calvo, 1985). Se tomaron sólo en cuenta los valores significativos ( $r > 0.5$ ,  $p < 0.05$ ). Se utilizó el software STATISTICA edición 2001 para Windows.

## 6. RESULTADOS

### 6.1. Instalación de acuarios

La primera observación que se tuvo de los acuarios fue que con el transcurso de los días se fueron haciendo presentes cambios en la apariencia del agua (tonalidad), desde estar completamente clara hasta volverse turbia, dependiendo de las diferentes concentraciones de alimento que se añadían. Además, en el sedimento de cada uno de los acuarios se presentó la formación de una delgada capa anóxica, cuyo grosor dependió de la concentración de materia orgánica (Figura 7).



a



b

Figura 7. Tonalidad del agua al a) inicio y b) final de los experimentos.

### 6.2. Densidad total de *Tisbe monozota*

Se revisó un total de 42 muestras por acuario, los organismos se separaron según su estadio y sexo y fueron contados. En los acuarios experimentales se observó una disminución en la densidad de copépodos conforme se iban agregando las diferentes concentraciones de materia orgánica, encontrándose una mayor densidad de copépodos en las concentraciones bajas y una menor densidad de copépodos en las concentraciones altas para los dos tipos de materia orgánica (Figura 8).

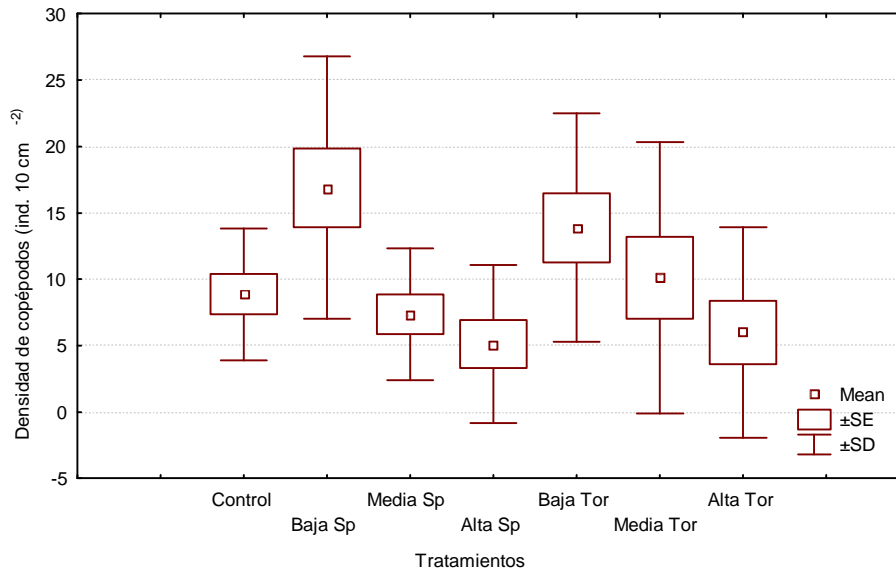


Figura 8. Comparación de la densidad de copéodos entre el promedio de las réplicas de los tratamientos.

De acuerdo con el Análisis del Residuo de la Suma de Cuadrados, no se registraron diferencias significativas de la densidad de copéodos entre las dos réplicas de cada tratamiento (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados de la diferencia de la densidad de copéodos entre las dos réplicas de cada tratamiento según el Análisis del Residuo de la Suma de Cuadrados, mostrando la distribución F y el nivel de confianza (p).

Acuarios	F	P
Control 1 vs. Control 2	2.84	0.07 - ns
Baja Sp 1 vs. Baja Sp 2	0.20	0.89 - ns
Media Sp 1 vs. Media Sp 2	1.41	0.28 - ns
Alta Sp 1 vs. Alta Sp 2	0.38	0.77 - ns
Baja Tor 1 vs. Baja Tor 2	0.03	0.99 - ns
Media Tor 1 vs. Media Tor 2	0.19	0.90 - ns
Alta Tor 1 vs. Alta Tor 2	0.28	0.84 - ns

Al no encontrar diferencias entre las dos réplicas de cada tratamiento, estas se promediaron obteniendo la densidad total por cada tratamiento y de igual manera se realizó el Análisis del Residuo de la Suma de Cuadrados para encontrar posibles diferencias en la densidad entre los diferentes tratamientos. Mediante este análisis se

observaron algunas diferencias significativas de la densidad entre los diferentes tratamientos. Se utilizó la prueba Likelihood ratio para encontrar entre qué tratamientos estaban las diferencias de la densidad, obteniendo diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre el Control y Baja Sp, Control y Alta Sp, Control y Baja Tor, Control y Alta Tor, Baja Sp y Media Sp, Baja Sp y Alta Sp, Baja Sp y Alta Tor, Baja Tor y Alta Tor, Baja Tor y Media Sp, Baja Tor y Alta Sp (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados de la prueba Likelihood Ratio para la densidad entre los diferentes tratamientos, mostrando  $\chi^2$  y p.

<b>Acuarios</b>	<b><math>\chi^2</math></b>	<b>p</b>
Control vs. Baja Sp	8.58	0.00
Control vs. Alta Sp	0.67	0.00
Control vs. Baja Tor	8.24	0.00
Control vs. Alta Tor	0.12	0.01
Baja Sp vs. Media Sp	10.35	0.00
Baja Sp vs. Alta Sp	10.47	0.00
Baja Tor vs. Alta Tor	4.71	0.03

En la figura 9 se muestra la variación temporal de la densidad total de copépodos incluyendo todos los estadios de desarrollo para cada tratamiento. Se observa que en el control la densidad inicial fue de 30.8 ind. 10 cm<sup>-2</sup> y se mantuvo entre los 5.1 y 22.63 ind. 10 cm<sup>-2</sup> conforme pasaba el tiempo. Las mayores densidades ocurrieron en los tratamientos con baja cantidad de materia orgánica ( Baja Sp, 50.9 ind. 10 cm<sup>-2</sup>; Baja Tor, 41.9 ind. 10 cm<sup>-2</sup>), llegando en los dos casos a 0 ind. 10 cm<sup>-2</sup> en el día 11. La densidad en los tratamientos con media cantidad de materia orgánica osciló entre 3.3 y 26.1 ind. 10 cm<sup>-2</sup> para Media Sp y entre 2.8 y 41 ind. 10 cm<sup>-2</sup> para Media Tor. En estos tratamientos se observó que para el día 11 y 10 la densidad llegó a 0 ind. 10 cm<sup>-2</sup> respectivamente. Alta Sp y Alta Tor presentaron una densidad inicial de 26.6 ind. 10 cm<sup>-2</sup> y 38.4 ind. 10 cm<sup>-2</sup> respectivamente. Conforme transcurría el tiempo se observó cómo la densidad disminuía paulatinamente, siendo, en este caso, donde se llegó en menor tiempo a una densidad de 0 ind. 10 cm<sup>-2</sup> (día 9 para Alta Sp y día 8 para Alta Tor). Cabe mencionar que los días marcados en las gráficas (eje “x”), son los días que se tomaron las muestras y entre cada toma de muestra hay un lapso de entre 3 y 4 días. Día 1 (31-Oct.), Día 2 (07-Nov.), Día 3 (12-Nov.), Día 4 (15-Nov.), Día 5 (19-Nov.),

Día 6 (22-Nov.), Día 7 (26-Nov.), Día 8 (29-Nov.), Día 9 (03-Dic.), Día 10 (06-Dic) y  
 Día 11 (10-Dic).

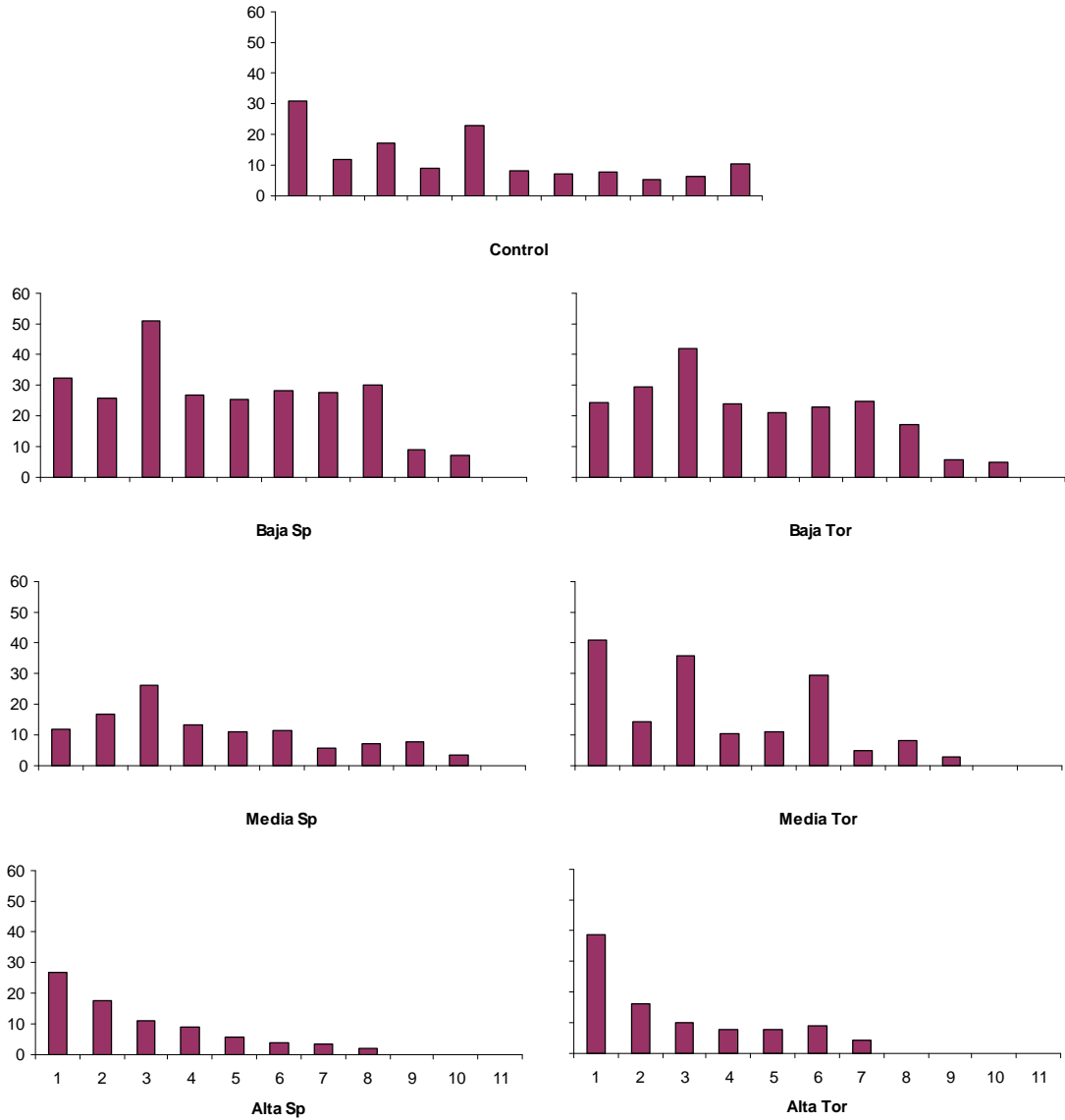


Figura 9. Variación temporal de la densidad (ind.10 cm<sup>-2</sup>) (eje “y”) de *Tisbe monozota* para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).



### 6.3. Densidad por estadio de desarrollo de *Tisbe monozota*

Las siguientes figuras (Fig. 10 a 17) muestran, de forma más específica, la variación de la densidad por estadio de desarrollo para cada tratamiento a través del tiempo. En todos los casos se observa cómo aumenta y disminuye la densidad conforme pasa el tiempo en los tratamientos con baja y media cantidad de materia orgánica. Además, se presentó una tendencia hacia la disminución en los tratamientos con alta cantidad de materia orgánica. Las escalas de las figuras tienden a variar para tener una mejor percepción de estas.

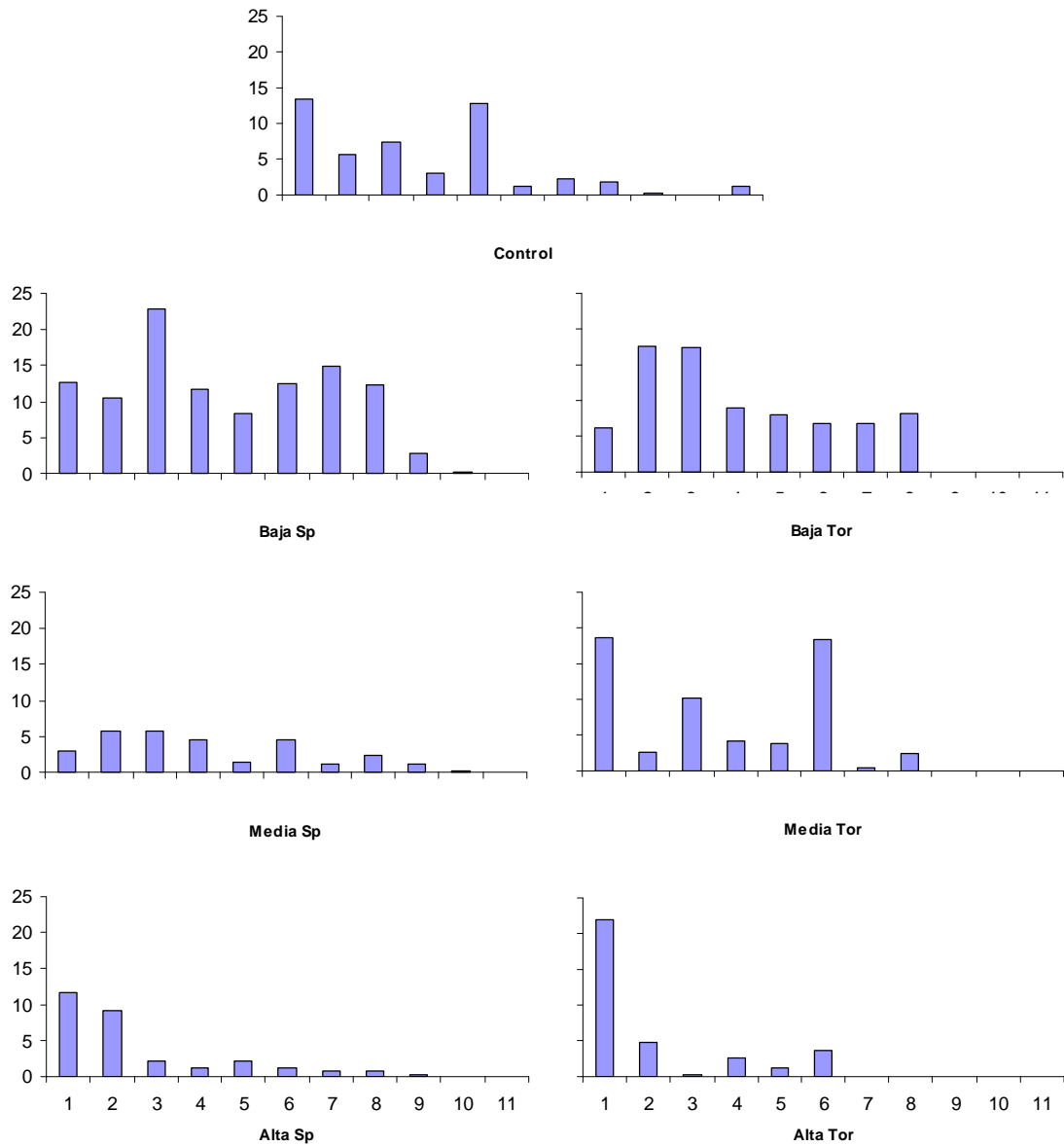


Figura 10. Variación temporal de la densidad de nauplios (ind.10 cm<sup>-2</sup>) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).

Se observa que la mayor densidad la presentó el estadio de nauplio (Figura 10) en todos los tratamientos, seguida por las hembras adultas (Figura 11), copepoditos (Figura 12, 13, 14, 15, 16) y por los machos adultos (Figura 17).

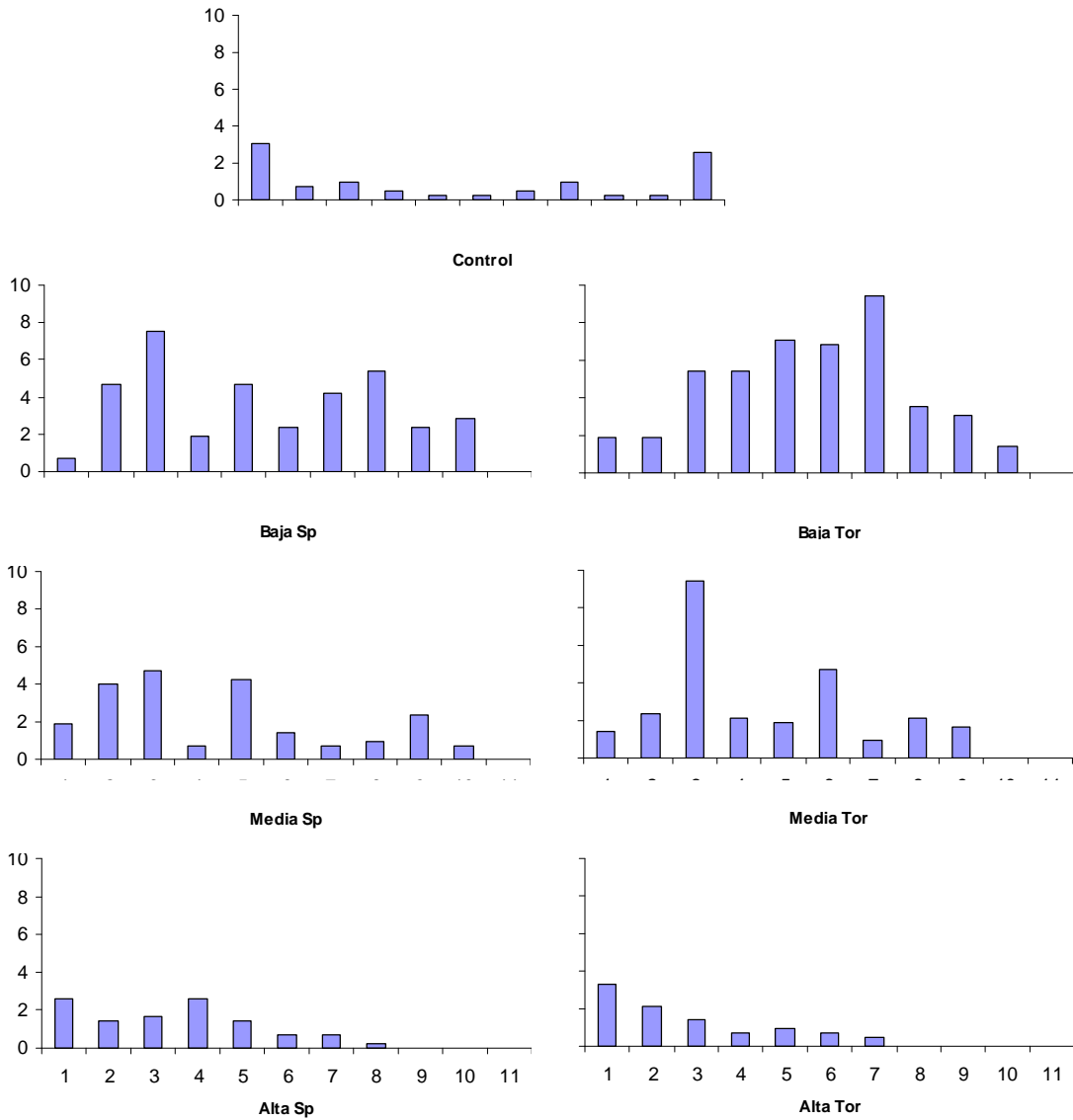


Figura 11. Variación temporal de la densidad de hembras (ind.10 cm<sup>-2</sup>) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).

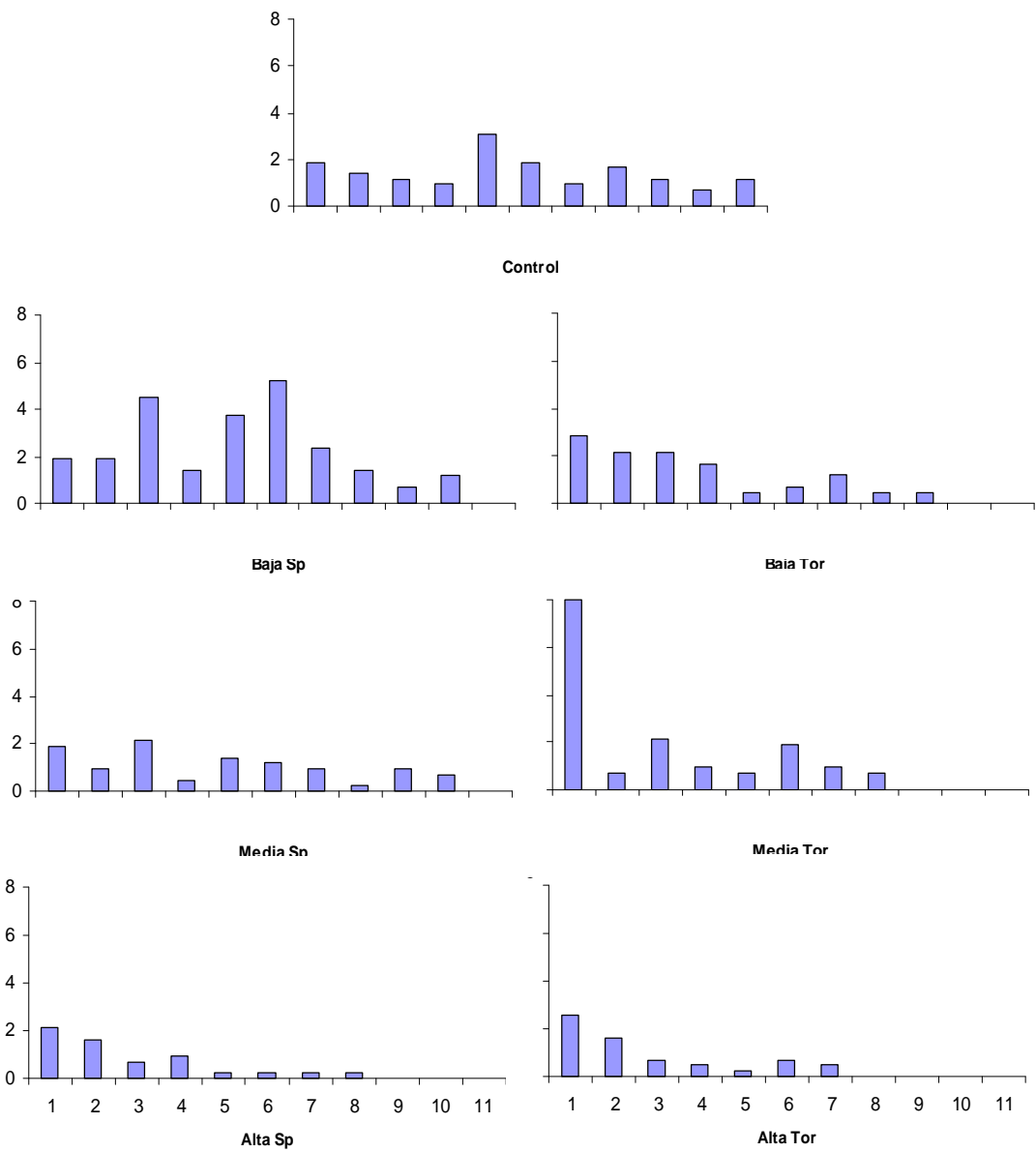


Figura 12. Variación temporal de la densidad de copepodito 1 (ind.10 cm<sup>-2</sup>) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).

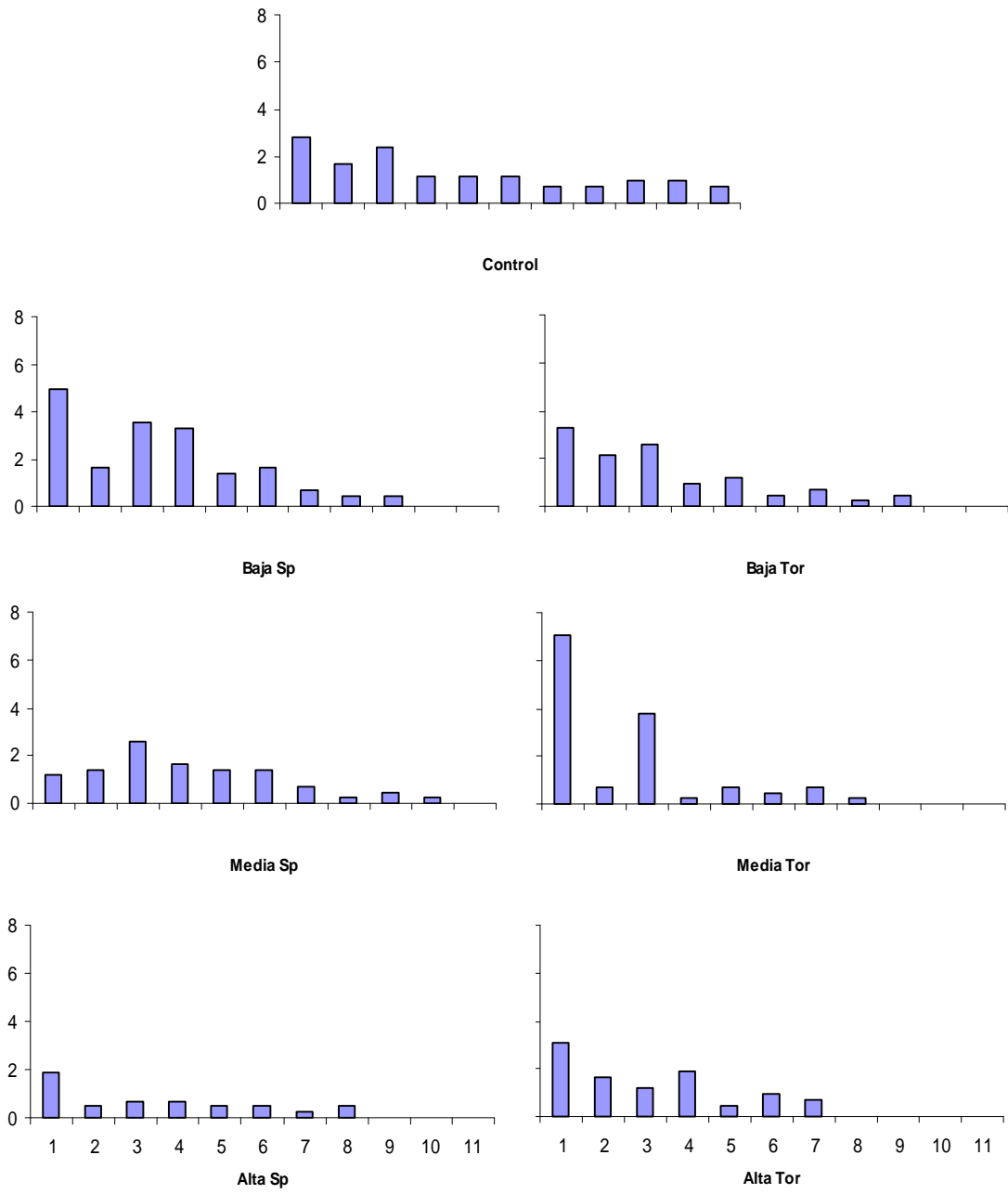


Figura 13. Variación temporal de la densidad de copepodito 2 (ind.10 cm<sup>-2</sup>) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).

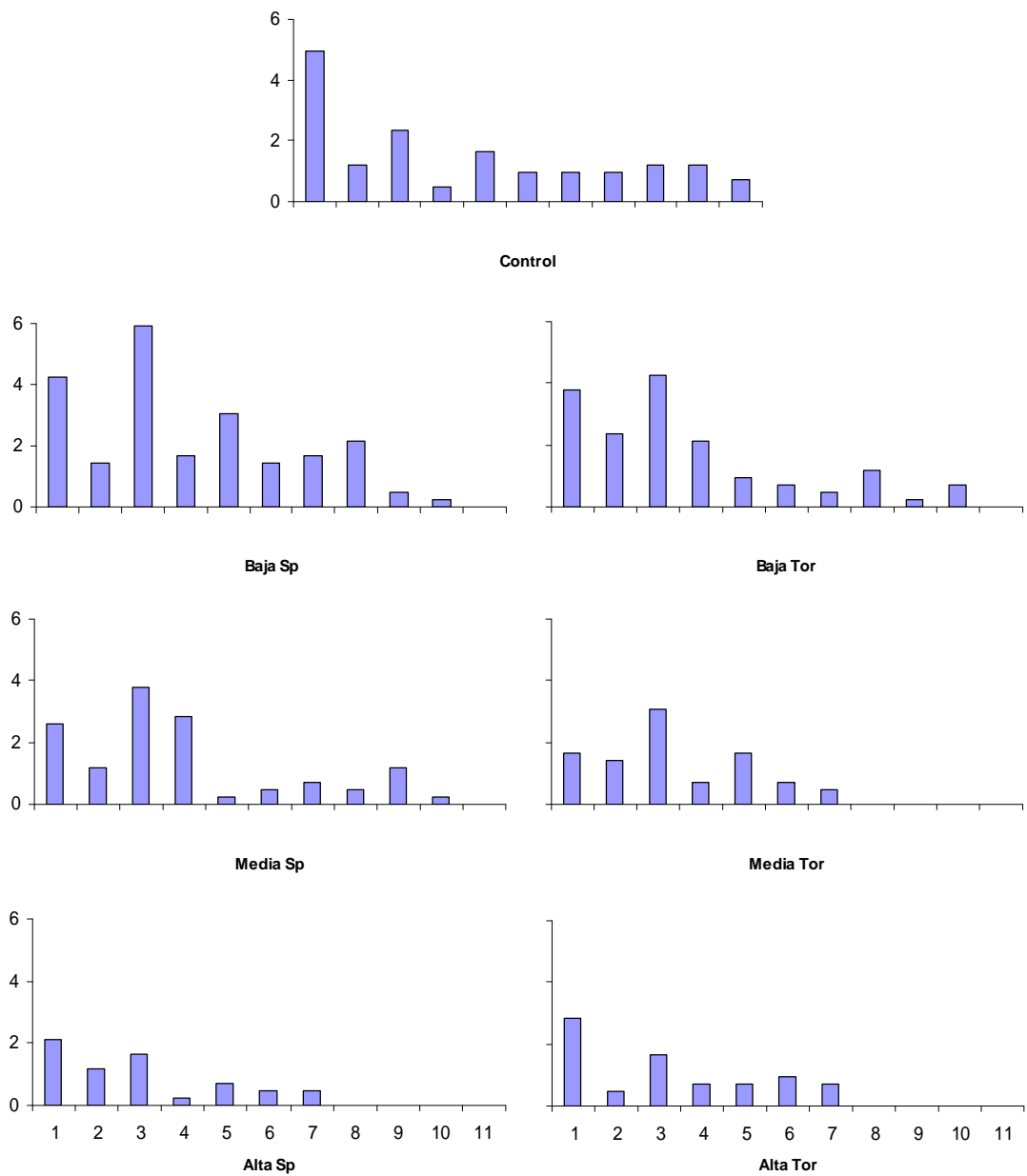


Figura 14. Variación temporal de la densidad de copepodito 3 (ind.10 cm<sup>-2</sup>) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).

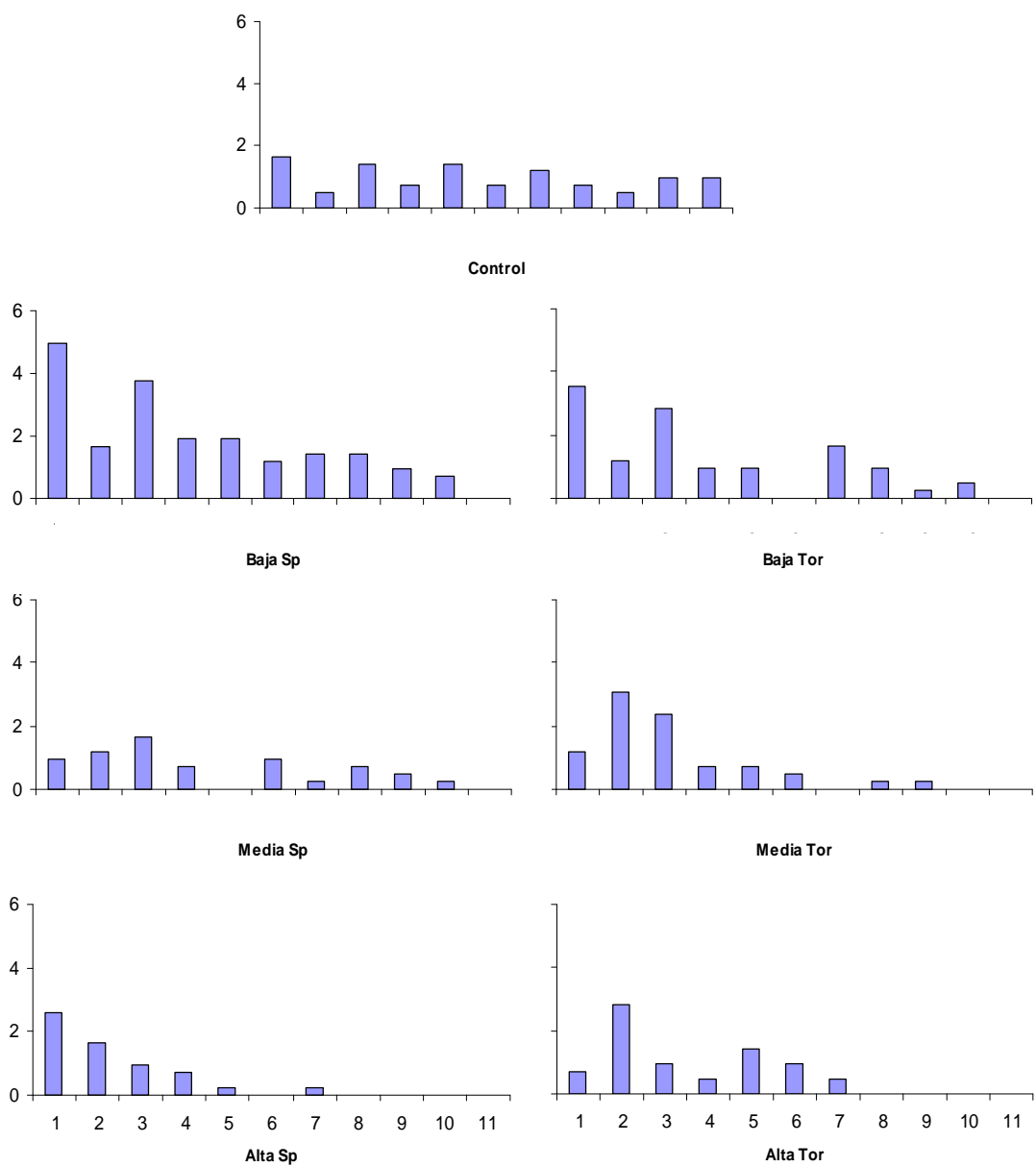


Figura 15. Variación temporal de la densidad de copepodito 4 (ind.10 cm<sup>-2</sup>) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).

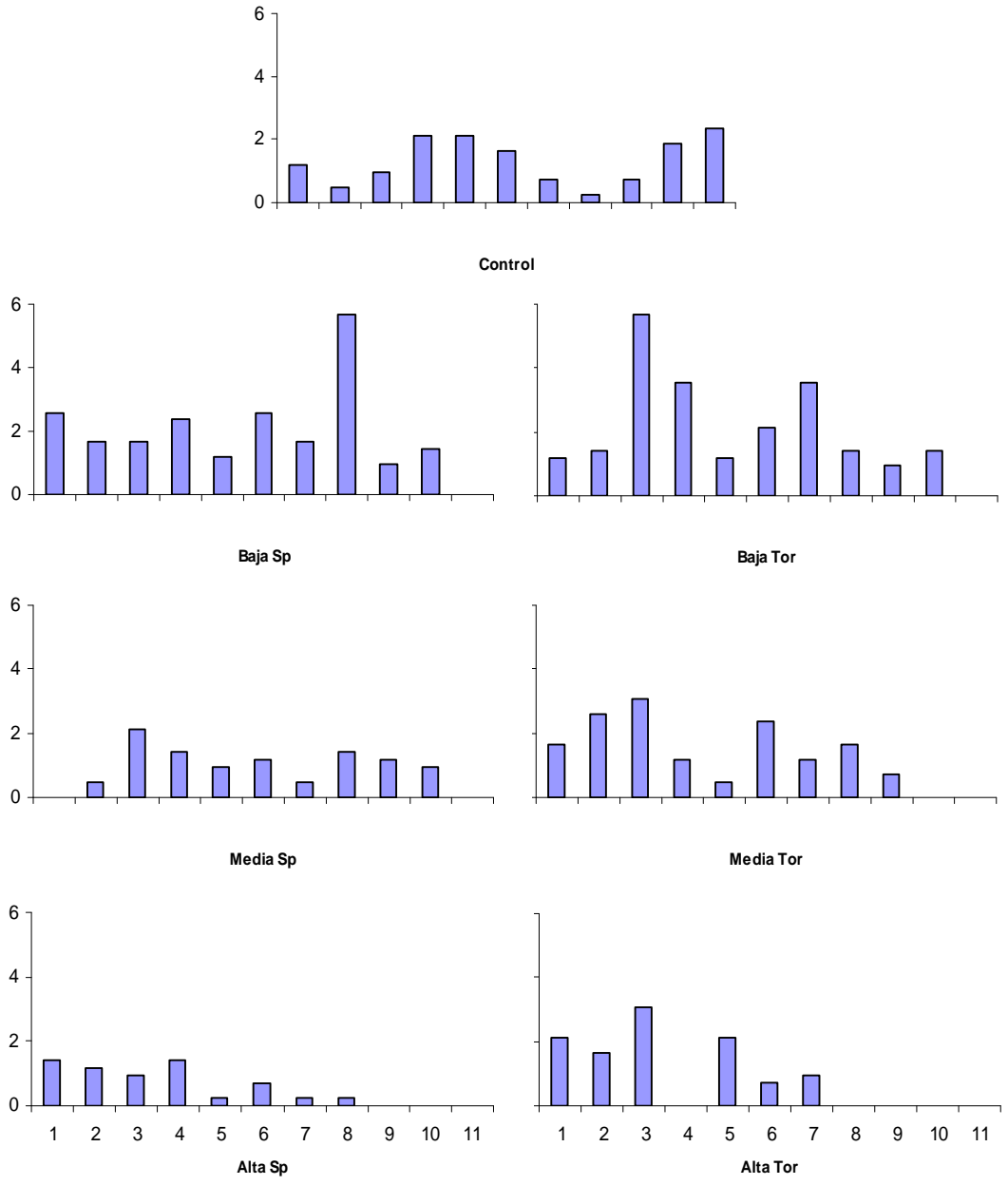


Figura 16. Variación temporal de la densidad de copepodito 5 (ind.10 cm<sup>-2</sup>) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).

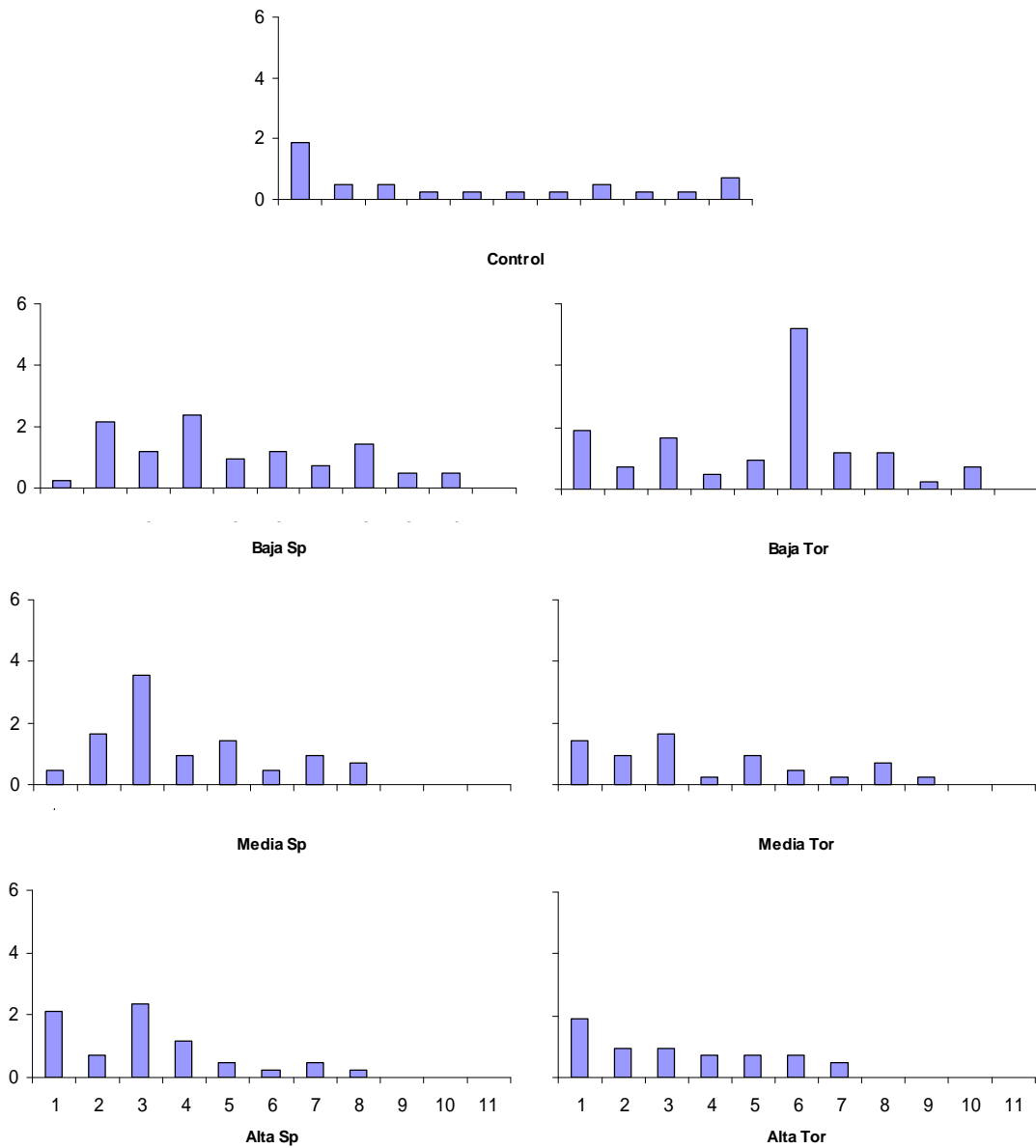


Figura 17. Variación temporal de la densidad de machos (ind.10 cm<sup>-2</sup>) (eje “y”) para cada tratamiento, con el paso de los días (eje “x”).



#### 6.4. Determinación de carbono orgánico en el sedimento

La concentración de carbono orgánico inicial para el promedio de las réplicas de cada tratamiento fue de 1.67%, posteriormente, se observó poca variación en los valores de la concentración de carbono orgánico final para el promedio de los tratamientos ya que solo se presentó un ligero aumento conforme se aplicaron las diferentes cantidades de materia orgánica (Baja, Media y Alta), esto a consecuencia de la aplicación de cantidades tan pequeñas de materia orgánica. En el caso de los acuarios controles la concentración permaneció igual en la toma inicial y final de la muestra. Para los acuarios experimentales que se les añadió *spirulina* se presentaron concentraciones finales de 1.71% para Baja Sp, 1.75% en Media Sp y 1.78% en Alta Sp. En el caso de los acuarios experimentales a los que se les añadió alimento comercial para tortugas se obtuvieron concentraciones finales de 1.73% en Baja Tor, 1.76% en Media Tor y 1.89% en Alta Tor (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentaje de carbono orgánico en los diferentes tratamientos al final del experimento.

Cantidad	% de carbono orgánico final	
	<i>Spirulina</i>	Alimento para Tortuga
Baja	1.71	1.73
Media	1.75	1.76
Alta	1.78	1.89

Mediante el análisis de Spearman se observó que la cantidad de materia orgánica aplicada a los tratamientos resultó afectar de manera negativa al oxígeno disuelto, encontrándose que en todos los tratamientos se obtuvo una correlación negativa ( $r = -0.99$ ,  $p < 0.05$ ) entre la cantidad de materia orgánica aplicada y la concentración de oxígeno disuelto.

#### 6.5. Oxígeno disuelto

Se comparó la variación de la concentración del oxígeno disuelto entre las réplicas de cada tratamiento. Mediante el ANOVA de una vía no se detectaron diferencias de los valores de la concentración de oxígeno entre Baja Sp y Baja Tor, Media Sp y Media Tor y Alta Sp y Alta Tor. En cambio, según la prueba de Tukey, el control tuvo diferencias significativas con todos los tratamientos ( $p < 0.05$ ). También hubo diferencias significativas entre los diferentes tratamientos (Baja Sp y Media Sp,

Baja Sp y Alta Sp, Media Sp y Alta Sp, Baja Tor y Media Tor, Baja Tor y Alta Tor y Media Tor y Alta Tor. Como era de esperarse, los valores de oxígeno disuelto fueron disminuyendo conforme se iban agregando las diferentes cantidades de los dos tipos de materia orgánica (Figura 18).

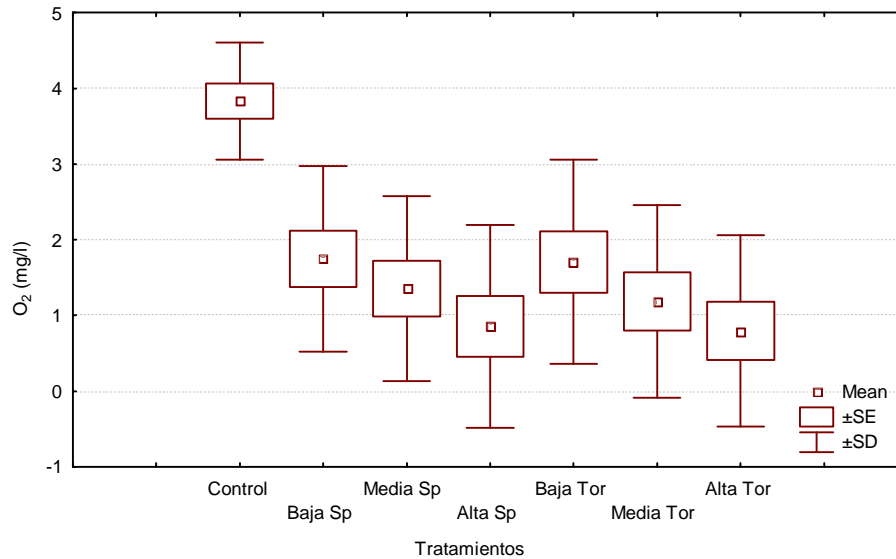


Figura 18. Comparación de los valores de oxígeno disuelto para los diferentes tratamientos.

De manera más específica y tomando en cuenta la concentración de oxígeno disuelto de los días en los que se extraían los organismos, se observó una disminución conforme el transcurso de los días. (Figura 19). Para el promedio de los controles hubo una disminución en la concentración de oxígeno, teniendo una concentración inicial de 5.43 mg/L hasta llegar a los 2.93 mg/L sin llegar a la anoxia. Para el resto de los tratamientos, las concentraciones de oxígeno disuelto bajaron constantemente desde la primera aplicación de alimento (materia orgánica). Los valores de las concentraciones iniciales oscilaron entre los 3.90 mg/L y 4.50 mg/L hasta que llegaron a concentraciones < 1 mg/L. En el caso de la baja concentración de materia orgánica tanto de *spirulina* (Baja Sp) como alimento comercial para tortugas (Baja Tor), los valores < 1mg/L llegaron a partir del día 9 y 8 respectivamente. Para los acuarios con media concentración de materia orgánica, en el caso de *spirulina* (Media Sp) y alimento comercial para tortugas (Media Tor) estos valores se hicieron evidentes en los días 7 y 6 respectivamente. Por último, para las concentraciones altas de materia orgánica, los valores < 1 mg/L se presentaron en menor tiempo, a partir del cuarto día en los dos casos (Alta Sp y Alta Tor).

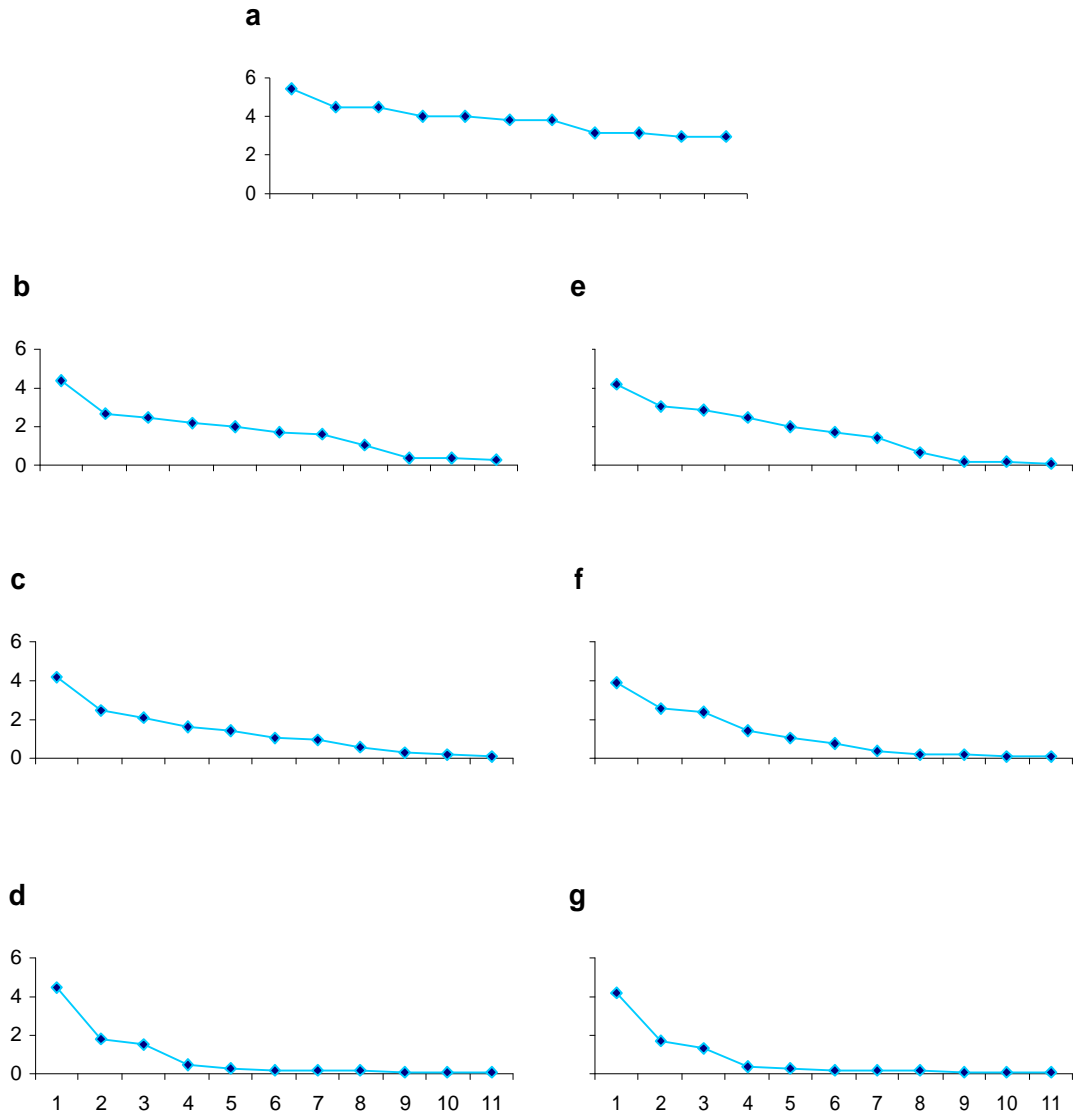


Figura 19. Variación de la concentración de oxígeno disuelto en mg/L (eje “y”) a través de los días (eje “x”) para los diferentes tratamientos, a) Control, b) Baja Sp, c) Media Sp, d) Alta Sp, e) Baja Tor, f) Media Tor, g) Alta Tor.

## 6.6. Determinación de pH

Los valores de pH para el promedio de las réplicas de todos los tratamientos (incluido el control) no presentaron variaciones (Figura 20). Para el control se registró un promedio de 7.62, para el acuario con baja concentración de *spirulina* 7.66, para la concentración media de *spirulina* 7.60 y para la concentración alta de *spirulina* 7.64, en cuanto al alimento para tortuga, se obtuvo un promedio de 7.65 para la concentración baja, 7.67 para la concentración media y de 7.63 para la concentración alta.

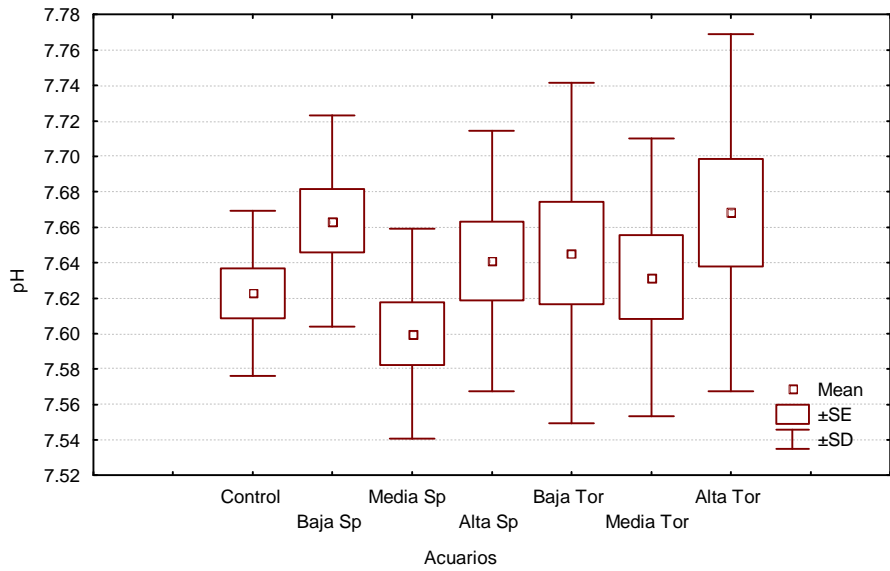


Figura 20. Comparación de los valores de pH entre los diferentes tratamientos.

### 6.7. Temperatura

No se observó una variación en la temperatura para el promedio de las réplicas de los tratamientos, ya que se mantuvieron entre los 23 y 24 ° C (Figura 21).

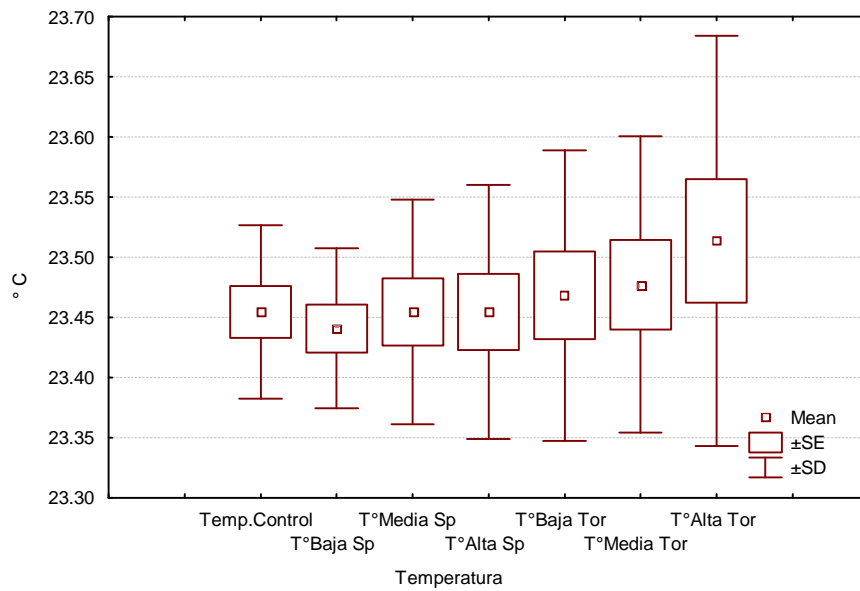


Figura 21. Variación de la temperatura para los diferentes tratamientos.

### 6.8. Relación entre la densidad de copéodos y las variables fisicoquímicas durante el período del experimento.

La relación entre la densidad de copéodos y las variables fisicoquímicas para el promedio de las réplicas de los tratamientos se realizó por medio del análisis de Spearman donde se distinguieron algunas relaciones entre la densidad de copéodos y alguna de las variables ambientales que se correlacionaron significativamente ( $p < 0.05$ ).

El promedio de la densidad de copéodos para las réplicas de los controles presentó sólo correlación significativa positiva con el oxígeno según el análisis de Spearman ( $r = 0.954$ ;  $p < 0.05$ ).

Para el promedio de los acuarios a los que se les aplicó *spirulina*, se obtuvo que la densidad de copéodos estuvo correlacionada de forma positiva con el oxígeno para las diferentes concentraciones (Baja, Media y Alta). Se observó una correlación considerada como no relevante en Alta Sp donde la densidad de copéodos estuvo afectada de manera positiva por el pH (Tabla 4). Se considera no relevante por no haberse presentado cambios significativos en el pH durante el experimento.

Tabla 4. Resultados de la correlación de Spearman ( $r$ ) para los tratamientos con baja, media y alta concentración de *spirulina*, mostrando el nivel de confianza ( $p$ ) entre la densidad de copéodos y las variables fisicoquímicas (oxígeno, temperatura y pH).

Variables	Baja Sp		Media Sp		Alta Sp	
	r	p	r	p	r	p
Densidad cop. Vs. Oxígeno	0.654	0.02	0.890	0.00	0.993	0.00
Densidad cop. Vs. pH	ns	ns	ns	ns	0.736	0.00

Por último, se observó que, según el análisis de Spearman, para los acuarios a los que se les aplicó alimento comercial para tortuga, hubo una correlación significativa positiva de la densidad de copéodos con el oxígeno para el caso de las tres concentraciones (Baja, Media y Alta) y una correlación no relevante en la cual la densidad de copéodos resultó afectada de manera positiva por la temperatura y el pH en el caso de la concentración alta (Tabla 5). De igual manera se considera no relevante por no presentarse cambios en la temperatura y pH.

Tabla 5. Resultados de la correlación de Spearman (r) para los tratamientos con baja, media y alta concentración de alimento comercial para tortugas, mostrando el nivel de confianza (p) entre la densidad de copéodos y las variables fisicoquímicas (Oxígeno, Temperatura y pH).

Variables	Baja Tor		Media Tor		Alta Tor	
	r	p	r	p	r	p
Densidad cop. Vs. Oxígeno	0.845	0.00	0.908	0.00	0.939	0.00
Densidad cop. Vs. Temperatura	ns	ns	ns	ns	0.644	0.03
Densidad cop. Vs. pH	ns	ns	ns	ns	0.764	0.00

## 7. DISCUSIÓN

La alteración de las funciones biológicas en invertebrados puede ser utilizada para evaluar los efectos de perturbaciones ambientales en ecosistemas acuáticos mediante la evaluación del riesgo ecológico (ERA, por sus siglas en inglés). La evaluación del riesgo ecológico involucra el estudio de los efectos de estresores químicos, físicos y biológicos sobre características estructurales, funcionales o sobre componentes de los ecosistemas, y estima si los cambios adversos son generados o influenciados por actividades antropogénicas (USEPA, 1999).

La realización de bioensayos toxicológicos con invertebrados ha proporcionado información útil en relación a los efectos ecológicos por la contaminación antropogénica a nivel población, enfocados en la supervivencia y reproducción de estos organismos (Hutchinson *et al.* 1999).

Es importante mencionar que la mayoría de los bioensayos enfocados a las pruebas para la evaluación de un riesgo ecológico son realizados con uno o varios organismos para evaluar el efecto de los contaminantes y algunas veces esos organismos no son representativos de esos ecosistemas impactados. Para este caso se contó con un copépodo harpacticóide (*Tisbe monozota*), el cual es una especie considerada como uno de los grupos de metazoarios más abundantes en los ecosistemas bentónicos. Se consideró el incluirlos principalmente por su función ecológica, ya que Morales-Serna (2006) sugiere que los copépodos bentónicos pueden ser una buena herramienta para el biomonitoreo de sedimentos en lagunas costeras sujetas a contaminación orgánica a través de sus múltiples ventajas: son un grupo de animales ligados fuertemente al sedimento, y son altamente sensibles a las perturbaciones a causa del enriquecimiento orgánico (Hicks y Coull, 1983; Wells, 1988) y a las reducciones de oxígeno (Dahms *et al.* 1990), y sus tiempos generacionales son relativamente cortos (Coull, 1988), además de afectar los vínculos con otras especies marinas y terrestres, así como su permanencia en estos ecosistemas (Suárez-Morales, 2000).

La variación de los factores ambientales influye directamente en el comportamiento ecológico de las especies. Estas variaciones pueden producir alteraciones en el crecimiento, reproducción y supervivencia, traducándose, en última instancia, en efectos a nivel poblacional (Maltby *et al.* 1990; Williams y Jones, 1999). Calow y Silbly (1990) sugirieron que los índices de estrés ambiental están comúnmente dirigidos a diferentes niveles poblacionales intrínsecos, teniendo una relación entre la

reducción en la reproducción y el bajo suministro alimenticio o con el incremento en el costo metabólico.

En este estudio se utilizó sedimento de tipo arenoso, (12% de arenas medias-arenas muy gruesas (AM-AMG), del 81% de arenas finas (AF) y 6% de arenas muy finas (AMF)), por ser un sedimento relativamente limpio sin rastros de materia orgánica, con lo que se esperaba tener un mayor control en los valores de carbono orgánico. Otra razón de utilizar sedimento de tipo arenoso es que se ha encontrado una mayor abundancia de copépodos harpacticoides en las capas superficiales de sedimento arenoso fino (desde 100 a > de 1000 especímenes por 10 cm<sup>2</sup>) y en algunos sedimentos de tipo fangoso enriquecido con detritus (Gee, 1987), al igual que una alta densidad, ya que los sedimentos arenosos contienen más espacios entre partículas adyacentes que los sedimentos limo-arcillosos (Marcotte, 1986). De igual manera, Williams (1972) demostró que el número de harpacticoides aumenta al incrementar el tamaño de grano.

La presencia de materia orgánica en el sedimento está asociada al tamaño de partícula de éste. Mientras más pequeña es la partícula del sedimento el carbono orgánico tiende a adherirse más. Esto fue comprobado por Bustos-Hernández (2004) al encontrar una mayor concentración de materia orgánica en sitios con sedimento fino (areno-limoso) en el Estero de Urías en Mazatlán Sinaloa, México, al igual que por Morales-Serna (2006) al obtener una fuerte correlación entre el tamaño de grano del sedimento y la concentración de carbono orgánico, siendo las concentraciones de carbono orgánico más elevadas en los sedimentos donde el limo y/o arcilla fueron los componentes principales y menores donde el sedimento fue de tipo arenoso.

De lo anterior se pueden explicar los resultados obtenidos de carbono orgánico para este experimento ya que los acuarios experimentales no presentaron cambios significativos en la concentración de carbono orgánico al haber utilizado sedimento de tipo arenoso. Esto ocurre porque las partículas más finas tienen mayor área superficial por volumen, y por lo tanto, más sitios de adhesión (Lamberson *et al.* 1992). Además, su estructura tiene mayor capacidad de intercambio catiónico (Horowitz, 1991). De igual manera, Meyer-Reil *et al.* (1978) encontraron que partículas del sedimento con relativamente mayor área superficial presentan considerables fuerzas de adsorción que retienen materia orgánica disuelta en el agua de poro del sedimento. Esta asociación, mayor sedimento fino-mayor materia orgánica, también ha sido observada por Stuardo *et al.* (1981), Silva *et al.* (1998), Silva y Ortiz (2002) y Rojas y Silva (2003). También podría ser a consecuencia de que una vez que la materia orgánica se deposita en el



sedimento ocurren una serie de procesos físicos y químicos llamados diagénesis que afectan la composición de la materia orgánica modificando su cantidad y composición en los metros superiores de la columna del sedimento (Berner, 1980). Estos cambios en la materia orgánica del sedimento son causados, en gran parte, por las bacterias y los animales bentónicos. La actividad metabólica bentónica limita la cantidad de materia orgánica que es conservada o retenida en los sedimentos y determina los índices de nutrientes que son liberados a la columna de agua superyacente (Berner, 1980; Klump and Martens, 1981). Además Wolfgang *et al.* (1985) demostró que después de la degradación y de la utilización intensiva de la materia orgánica por los organismos bentónicos sobre y en la interfase del sedimento/agua, la materia orgánica muerta está sujeta a la mineralización adicional dentro del sedimento.

Por otro lado, la poca diferencia en los porcentajes de carbono orgánico en cada tratamiento del inicio al final del experimento se explica también por la incorporación de pequeñas cantidades de materia orgánica (0.07 g, 0.10 g y 0.12 g) en los acuarios experimentales, lo que provocó que hubiera poca variación. Se puede observar que el promedio de las réplicas con alimento comercial para tortuga presentan una mayor concentración de carbono orgánico en la concentración final (1.89%) contra 1.71% que se obtuvo en el promedio de las réplicas con baja cantidad de *spirulina*. Esto podría deberse a la diferencia en la naturaleza de la materia orgánica, ya que tanto la cantidad como la calidad (o reactividad) de la materia orgánica sedimentaria que puede extenderse de ser altamente nutritiva y biodegradable (lábil) a ser menos asimilable y de calidad alimenticia pobre (refractaria) afecta los índices de descomposición de la materia orgánica (Westrich y Berner, 1984, 1988; Henrichs y Doyle, 1986; Emerson y Hedges, 1988).

De acuerdo con los resultados de Morales-Serna (2006) y Coull (1988), la mayoría de las veces el tamaño de grano del sedimento es el factor principal que determina la estructura de la comunidad de los copépodos harpacticoides y de la meiofauna en general. Por otro lado, el efecto del sedimento puede llegar a ser secundario ante otros factores ambientales que tienen una influencia significativa.

Otro factor que determina la estructura de la comunidad de copépodos bentónicos es la reducción de oxígeno disuelto (Lee y Correa, 2005; Doulgeraki *et al.* 2006). Los cambios aparentes en los valores de la concentración de oxígeno disuelto pueden depender de los procesos de descomposición de la materia orgánica o por la actividad funcional de una comunidad ecológica como lo es el índice metabólico

(respiración) que son causados en gran parte por las bacterias y los animales bentónicos (Kerr, 1976). La descomposición óxica es significativa en todos los sedimentos marinos, excepto en aquellos en los que el agua es de naturaleza anóxica (Chanton *et al.* 1987). Durante el experimento que se presenta en este trabajo se observó que los valores promedio de la concentración de oxígeno disuelto en el tratamiento control oscilaron entre los 5.43 mg/L al inicio y los 2.93 mg/L al final del experimento. En los acuarios experimentales se registro un promedio de la concentración inicial de 4.37 mg/L para los tratamientos a los que se les aplicó *spirulina*, y de 4.13 de mg/L para los tratamientos con alimento comercial para tortuga hasta llegar a valores < 1 mg/L de oxígeno disuelto. Se llegó a valores < 1 mg/L más rápidamente en los tratamientos con alta cantidad de materia orgánica, como era de esperarse. El haberse utilizado un sistema cerrado sin recambio de agua influye en los valores obtenidos, así como el metabolismo de las colonias microbianas que se pudieron formar y de los mismos copépodos. Fenchel *et. al.*, (1998) demostraron que el límite entre las zonas óxicas y anóxicas está bien definido en la mayoría de los ambientes acuáticos, particularmente en el sedimento y que el oxígeno es el electrón aceptor más favorable enérgicamente para la respiración microbiana, pero la alta tarifa del consumo combinado con la solubilidad baja en el agua de mar previene generalmente la penetración profunda del oxígeno en los sedimentos costeros.

Otra explicación puede ser el aporte de materia orgánica, parte de la cual no logra ser aprovechada por los copépodos, a la vez que reduce las concentraciones de oxígeno disuelto por medio de la oxidación de la misma donde actúan tanto agentes biológicos como factores abióticos del medio como podría ser el ataque de las bacterias aeróbicas. Terminada esta etapa continúa la descomposición de la materia orgánica restante por bacterias anaeróbicas (Jørgensen, 1983). Canfield (1989) propuso que la descomposición anaerobia de la materia orgánica es menos eficiente que la descomposición aerobia. Quizás solamente ciertos tipos de materia orgánica, tales como lignina u otras sustancias aromáticas pueden ser degradadas relativamente despacio en ausencia de oxígeno. Sin embargo, aún persiste la pregunta acerca del hecho que la disponibilidad del oxígeno sea el factor más importante que controla la preservación de la materia orgánica del sedimento marino. Por el contrario, algunos estudios han demostrado que también bajo condiciones anóxicas los procesos de mineralización de la materia orgánica son considerables y podrían exceder la degradación aeróbica (Kristensen y Blackburn, 1987). A este respecto Gunnarson *et al.* (1999) observaron que

la adición de materia orgánica lábil aumenta la reducción del sulfato y la producción bacteriana. Podemos atribuirle los cambios en la concentración de oxígeno disuelto a lo mencionado anteriormente, pero en menor medida, ya que los valores de la concentración de carbono orgánico obtenidos, aunque variaron muy poco, si tuvieron un pequeño aumento al final del experimento y se esperaría que al disminuir el oxígeno la concentración de carbono orgánico también disminuyera al ser utilizado este en la descomposición de la materia orgánica; sin embargo, se ha visto que organismos como *Acartia tonsa* pueden reducir su alimentación en concentraciones bajas de oxígeno disuelto lo que podría ayudar a preservarla durante más tiempo al no ser tomada como alimento (Sedlacek *et al.* 2005). Además, Gerringa (1980), en un experimento sobre la degradación aeróbica de la materia orgánica, concluyó que ocurren dos clases de degradación: en los primeros 4-5 días un proceso de degradación relativamente rápido ocurrió, durante el cual el DOC fue degradado y el consumo del oxígeno era alto. Una degradación relativamente lenta de la materia orgánica se presentó después. Esto podría reflejar el pequeño aumento en la concentración de carbono orgánico que se observó al final del experimento.

Estadísticamente, mediante el análisis de Spearman se encontró una correlación negativa entre la cantidad de materia orgánica aplicada y la concentración de oxígeno para el promedio de las réplicas de cada tratamiento. Esto indica que al aplicarse más cantidad de materia orgánica, el oxígeno disminuye conforme pasa el tiempo por ser el aceptor de electrones preferido durante la descomposición de la materia orgánica.

Mediante el ANOVA de Kruskal-Wallis se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre las concentraciones de oxígeno disuelto del control y los diferentes tratamientos. Estas diferencias se deben a que al control no se le aplicó materia orgánica y solo se produjo una pequeña disminución de oxígeno disuelto debido a la respiración de los organismos sin llegar a valores  $< 1\text{mg/L}$  como paso con los tratamientos, que en conjunto con la respiración y la aplicación de diferentes cantidades de materia orgánica, provocaron que el oxígeno disminuyera. Así, también hubo diferencias en las concentraciones de oxígeno disuelto entre el promedio de los diferentes tratamientos: Baja Sp y Media Sp, Baja Sp y Alta Sp, Media Sp y Alta Sp, Baja Tor y Media Tor, Baja Tor y Alta Tor, Media Tor y Alta Tor, a consecuencia de las diferentes cantidades de materia orgánica aplicadas en los tratamientos, ya que en algunos se podría estar realizando una mayor actividad bentónica y bacteriana que podría estar actuando sobre el oxígeno y así afectar las concentraciones de este. Por el

contrario, no se encontraron diferencias significativas entre Baja Sp y Baja Tor, Media Sp y Media Tor, Alta Sp y Media Tor.

La descomposición de la materia orgánica y el cambio en el oxígeno disuelto del agua son procesos importantes en la capa superior de los sedimentos que da lugar a cambios de pH (Gerringa, 1990). En este experimento se observó lo contrario ya que los valores de pH para el promedio de las réplicas de los tratamientos no presentaron variaciones significativas, se mantuvieron entre los 7.5 y 7.8. Esto debido a que los procesos que hacen que el pH disminuya necesitan de mayor tiempo. Otra causa sería que la disminución de oxígeno disuelto no era suficiente para realizarse una descomposición anaerobia, como lo observado por Jørgensen (1983), que terminada la etapa de descomposición aerobia continúa la descomposición de la materia orgánica restante por bacterias anaeróbicas, produciéndose ácidos húmicos, los cuales acidifican el medio hasta llegar a un pH de 4, en el cual mueren algunas de las bacterias anaeróbicas.

#### **7.1. Densidad de *Tisbe monozota*.**

La carencia del oxígeno disponible puede tener implicaciones serias para la comunidad biótica. La reducción en la densidad de *Tisbe monozota* durante el período que duró el experimento es el resultado de la disminución en la disponibilidad de oxígeno. Esta reducción de oxígeno disuelto es resultado de procesos de degradación de la materia orgánica y de la actividad metabólica de los copépodos y las bacterias.

Se registraron valores  $>1$  mg/L para Baja Sp en el día 9, para Media Sp en el día 7, para Alta Sp en el día 4, para Baja Tor en el día 8, para Media Tor en el día 6 y para Alta Tor en el día 4, observándose que se consumió más rápido el oxígeno en los tratamientos con alimento comercial para tortuga.

Sikora y Sikora (1982) concluyeron que el oxígeno es el factor predominante entre los parámetros abióticos que determinan las condiciones del habitat y la presencia de la meiofauna, y es por esto que la mayoría de los organismos meiobentónicos tienen áreas superficiales relativamente grandes y altas demandas de oxígeno, y solamente algunos prefieren condiciones hipóxicas. Así, la distribución de la meiofauna se puede correlacionar con el oxígeno disponible en el agua intersticial. Jukka (1992) obtuvo como resultado que el contenido de oxígeno parecía ser uno de los factores más importantes que determinan el comportamiento poblacional de los harpacticoides en un

lago del sur de Finlandia, estando correlacionado positivamente con la densidad de *Canthocamptus staphylinus*.

En este trabajo se pudo determinar, mediante el análisis de Spearman que el oxígeno es el factor ambiental que controla principalmente la densidad de *Tisbe monozota*, ya que la relación entre las variables (oxígeno vs. densidad de copépodos) se mantuvieron constantes durante el experimento. Por el contrario, Morales-Serna (2006) sugirió que los factores que influyen principalmente en los cambios de densidad de copépodos en el estero de Urías obedecen más a los cambios en el carbono orgánico y el tipo de sedimento que a los cambios en oxígeno disuelto del agua.

De acuerdo al análisis de la suma de cuadrados se encontraron diferencias en la densidad de copépodos entre los tratamientos. La mayor densidad de copépodos durante este experimento se registró en los tratamientos con baja cantidad de materia orgánica (50.9 ind. 10 cm<sup>-2</sup> para Baja Sp y 41.9 ind. 10 cm<sup>-2</sup> para Baja Tor), y las menores densidades en los tratamientos con alta cantidad de materia orgánica (entre 0.24 y 26.6 ind. 10 cm<sup>-2</sup> para Alta Sp y entre 4.2 y 38.4 ind. 10 cm<sup>-2</sup> para Alta Tor) que fue donde se consumió, de manera más rápida, el oxígeno disuelto al llevarse a cabo la oxidación de la materia orgánica y una mayor actividad metabólica de los organismos bentónicos, además de las bacterias.

Siguiendo la misma tendencia, Morales-Serna (2006) encontró la densidad más alta (172.19 ind. 10 cm<sup>-2</sup>) en sitios con valores relativamente bajos de materia orgánica y con una concentración de oxígeno disuelto de 5.05 mg/L y la segunda más alta fue de 33.49 ind. 10 cm<sup>-2</sup> con las más bajas concentraciones de carbono orgánico entre los 3.40 y 3.52% y los valores más altos de oxígeno disuelto (6.01 - 6.53 mg/L). La densidad menor fue de 0 - 0.88 ind. 10 cm<sup>-2</sup>, y se encontró en una zona caracterizada con las más elevadas concentraciones de carbono orgánico (4.42 - 4.49%) y con valores intermedios de oxígeno disuelto (4 - 6 mg/L). Estas variaciones en densidad encontradas por Morales-Serna (2006) podrían ser una consecuencia de las zonas con diferente calidad ecológica encontradas en su área de estudio, además de que algunas especies de copépodos se pueden encontrar agrupadas en parches. También encontró una correlación significativa tanto de la concentración de oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno con el tamaño de grano del sedimento, pero consideró que esas correlaciones fueron no relevantes porque se cree que son consecuencia de la concentración de carbono orgánico en el sedimento. Por el contrario, Gunnarson *et al.*

(1999) concluyeron que la entrada de la materia orgánica aumentó la biomasa de *Nereis diversicolor*.

Los valores < 1mg/L de oxígeno disuelto se registraron en Baja Sp y Baja Tor en el día 9 y 8, en Media Sp y Media en el día 7 y 6, respectivamente, y los tratamientos con alta cantidad en el día 4. A pesar de esto y siendo que los copépodos son muy sensibles a las reducciones de oxígeno, en Baja Sp, Media Sp y Baja Tor en el día 10 todavía se encontraron organismos de algún estadio de desarrollo, en el día 9 para Alta Sp y Media Tor y para el caso de Alta Tor en el día 7 también se registraron organismos vivos. Esto es atribuible a que los cambios en los niveles de oxígeno disuelto causan una respuesta fisiológica en los organismos. Vopel *et al.* (1998) observaron que el copépodo harpacticoide, *Cletocampus confluens*, sobrevive episódicas condiciones hipóxicas convirtiéndose en inmóvil, lo que reduciría su necesidad de oxígeno. Por otro lado, la disponibilidad de alimento puede ser una variable a favor de su supervivencia durante un tiempo, ya que la descomposición de la materia orgánica después de que ésta queda enterrada, conduce a la alta concentración de nutrientes en el agua intersticial (Wolfgang *et al.* 1985). Las sustancias orgánicas en sedimentos son una fuente de energía importante para los organismos bentónicos, ya que la cantidad y la composición de la materia orgánica disponible pueden influenciar la productividad bentónica (Hinga *et al.* 1979). Yen-Ortega (2004) observó que aunque las condiciones sean desfavorables, *Tisbe monozota* tiene la capacidad de subsistir y llevar a cabo la generación de huevos aunque en menor proporción.

Se pudo observar que la disminución en la densidad de copépodos se presentó más rápidamente en los tratamientos con alimento comercial para tortugas. Estas variaciones en densidad de copépodos entre los dos tipos de materia orgánica podrían ser consecuencia de la diferente calidad de la materia orgánica. Como lo han mencionado varios autores, el tipo de alimento afecta las dinámicas de población de harpacticoides (Séllner, 1976; Gaudy y Guérin, 1977). Es por esto que el enriquecimiento orgánico, dependiendo de su calidad puede favorecer el aumento en el número de especies y disminuir la dominancia de los copépodos harpacticoides (Hockin, 1983).

A nivel de estadio, se observó un aumento y descenso de la densidad a través del tiempo en todos los tratamientos por sus tiempos de generación relativamente cortos, a excepción de los tratamientos con alta cantidad de alimento. Los nauplios presentaron la mayor densidad, debido al número de huevos producido por hembra, lo que sugiere que

hubo reproducción durante el experimento. En condiciones óptimas de cultivo el copépodo harpacticóide *Tigriopus sp* tuvo una producción de 24 huevos por individuo (Mujica *et al.* 1995) y *Tisbe monozota* alcanzó un promedio de 65 huevos por hembra (Yen-Ortega, 2004). La siguiente mayor densidad fue para las hembras, copepoditos y por último machos. La oscilación que se presentó en la densidad de los copepoditos podría deberse al proceso de reproducción que se observó en el experimento y a su vez al cambio de estadio tan rápido que sufren algunas especies de copépodos harpacticóides. Shimanaga y Shirayama (2000), encontraron que el porcentaje de hembras ovígeras entre las hembras adultas del copépodo bentónico *Schizopera sp 1* parecía aumentar después del aumento en la materia orgánica colocada en los sedimentos del fondo, por lo que se podría decir que la reproducción se ve favorecida al aumentar la disponibilidad de alimento a partir de la materia orgánica, sin llegar a condiciones extremas, como fue lo encontrado en este trabajo. En cuanto a la densidad de machos hay evidencia en el laboratorio y en campo de que los harpacticóides machos tienen vidas más cortas que las hembras (Hicks y Coull, 1983). La proporción machos adultos:hembras adultas debe cambiar temporalmente porque los machos tienden a morir antes que las hembras nacidas en el mismo período. Hicks (1977) observó una disminución progresiva en el número de machos inmediatamente después del incremento de hembras ovígeras en poblaciones del copépodo harpacticóide *Porcellidium dilatatum* y de *Amphiascopsis cinctus*.

A su vez, los tratamientos con alta cantidad de alimento (Alta Sp y Alta Tor) fueron los que presentaron las menores densidades mostrando una tendencia hacia la disminución, esto principalmente por la falta de disponibilidad de oxígeno que no fue suficiente para su supervivencia, además una mayor concentración de alimentos puede conducir a la ingestión de más alimentos lo que provoca una reducción en la producción de huevos la cual es provocada por la disminución del oxígeno disuelto (Sedlacek *et al.* 2005). Posteriormente el control fue el que presentó la menor densidad a consecuencia de la falta de alimento ya que el suplemento alimenticio representa uno de los factores que permiten el desarrollo de las comunidades de harpacticóides, como lo concluyó por Vidal (1980), quien observó que la producción de huevos de copépodos se ve afectada por varios factores, entre ellos la temperatura y concentración de alimentos. Asimismo, Heinle *et al.* (1977) encontraron que la producción de huevos para el harpacticóide *Scottolana canadensis* cesó seguido de breves períodos sin alimentación y los organismos no reanudaron la producción aún después de suministros abundantes de

alimento. Por otro lado, las cantidades bajas (Baja Sp y Baja Tor) presentaron las mayores densidades, considerándose que en estos tratamientos se presentaron condiciones más favorables para que las comunidades de copépodos se desarrollen durante algún tiempo.

Se esperaba que hubiera un efecto sobre la densidad de *Tisbe monozota* de acuerdo a los cambios en la concentración de oxígeno disuelto y pH, pero, de acuerdo con los resultados obtenidos en el presente trabajo, sólo el oxígeno disuelto presentó esos cambios, por lo que podemos decir que la hipótesis se rechaza parcialmente. Así, nos damos una idea de que los copépodos son de gran utilidad como herramienta en el biomonitoreo de lagunas costeras que están sujetas a contaminación orgánica dada su sensibilidad a los enriquecimientos orgánicos ya que se pueden detectar las zonas que se encuentran impactadas por alguna actividad humana de acuerdo con sus variaciones en abundancia y diversidad.



## 8. CONCLUSIONES

- No se presentaron cambios de pH durante el experimento por la aplicación de las diferentes cantidades de materia orgánica. Lo contrario ocurrió con el oxígeno disuelto ya que conforme aumentaba la cantidad de materia orgánica, la concentración de oxígeno disuelto disminuía.
- Se encontró que el oxígeno disuelto fue el factor que determinó la disminución en la densidad de *Tisbe monozota*. La disminución de oxígeno disuelto en los tratamientos provocaron que la densidad se redujera a través del tiempo de acuerdo a la cantidad de materia orgánica aplicada. Los tratamientos con baja cantidad presentaron organismos durante mayor período de tiempo.
- En este trabajo se demostró que durante algún tiempo los copépodos mantienen su población por la disponibilidad de alimento que obtienen de la materia orgánica aplicada en los tratamientos sin llegar a condiciones extremas de oxígeno disuelto, lo que nos hace pensar que son unos buenos bioindicadores negativos por su disminución o ausencia ante el enriquecimiento orgánico que provoca hipoxia.

# **A N E X O S**

Densidad promedio de las tres muestras tomadas de cada uno de los acuarios.

Densidad promedio de las 2 réplicas de cada tratamiento.

## 9. BIBLIOGRAFIA

- Aller, R.C. 1980. Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island Sound. I. Decomposition and nutrient element geochemistry (S, N, P). *Advances in Geophysics*, 22:238-350.
- Aller, R. C. y J. Y. Yingst. 1980. Relationships between microbial distributions and the anaerobic decomposition of organic matter in surface sediments of Long Island Sound, U.S.A. *Marine Biology*. 56:29-42.
- Alongi, D.M. 1987a. Intertidal zonation and seasonality of meiobenthos in tropical mangrove estuaries. *Marine Biology* 95:447-458.
- 1987b. The influence of mangrove-derived tannins on intertidal meiobenthos in tropical estuaries. *Oecologia* 71:537-540.
- Alperin, M. J. y W. S. Reeburgh. 1985. Inhibition experiments of anaerobic methane oxidation. *Applied and Environmental Microbiology*. 50: 940-945.
- Berner, R. A. 1980. Early diagenesis: A theoretical approach. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 38:1-19.
- Bodin, P. 1988. Results of ecological monitoring of three beaches polluted by the "Amoco Cadiz" oil spill: development of meiofauna from 1978 to 1984. *Marine Ecology Progress Series*. 42: 105-123.
- 1991. Perturbations in the reproduction cycle of some harpacticoid copepod species further to the Amoco Cadiz oil spill. *Hydrobiology*. 209 (3): 245-258.
- Bordovskiy, O. K, 1965. Transformation of organic matter in bottom sediments and its early diagenesis. Accumulation and transformation of organic substance in marine sediments 4. *Marine Geology Special Issue*, 3 (2): 86-14.
- Bowman, T. E. 1962. *Tisbe monozota*, a new harpacticoid copepod from Florida. *Proceeding of the Biological Society of Washington*, 75:125-131.
- Bustos-Hernández, I. M. 2004. Efectos del enriquecimiento orgánico sobre la diversidad de copépodos harpacticoides en el sistema Urías, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. 107 P.
- Calow, P. y R. M. Silbly. 1990. A physiological basis of population processes. Ecotoxicological implications. *Functional Ecology*, 4:283-288.
- Calvo, G. F. 1985. Estadística aplicada. Segunda Edición. Editorial Deusto, S. A., Madrid. 596 p.

- Canfield, D. E. 1989. Sulfate reduction and oxic respiration in marine sediments: implications for organic carbon preservation in euxinic environments. *Deep-Sea Research Part I*, 36: 121-138.
- Chanton, J. P., C. S. Martens y M. B. Goldhaber. 1987. Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin-7. Sulfur mass balance, oxygen uptake and sulphide retention. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 51:1187-1199.
- Chen, Y., Jackson, D. A y Harvey, H. H. 1992. A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modelling fish growth data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 1228 -1235.
- Conaway, C.H., S. Squire, R. P. Mason, y A. R. Flegal. 2003. Mercury speciation in the San Francisco Bay estuary. *Marine Chemistry* 80:199-225.
- Connell, J.H. y Orias, E. 1964. The ecological regulation of species diversity. *American Naturalist*, 98, 399-415.
- Coull, B. C. 1973. Estuarine meiofauna: A review, trophic relationships and microbial interactions. *In: Higgins, R. P. y Thiel, H. 1988. Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C. 18 p.*
- Coull, B.C. 1988. Ecology of the marine meiofauna. *In: Higgins, R. P. y Thiel, H. 1988. pp. 18-38. Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C.*
- Coull, B. C. 1985. Long-term variability of estuarine meiobenthos: an 11 years study. *Marine Ecology Progress Series*, 24: 205-218.
- Coull, B. C. y G. T. Chandler. 1992. Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, 30:191-271.
- Dahms, H.U., Bergmans M., Schminke, H. K. 1990. Distribution and adaptations of the sea ice-inhabiting Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) of the Weddell Sea (Antarctica). *PSZNI. Marine Ecology*. 11: 207-226.
- Danovaro, R., Fabiano, M., Albertelli, G. y Della Croce, N. 1995. Vertical distribution of meiobenthos in bathyal sediments of the Eastern Mediterranean Sea: Relationship with labile organic matter and bacterial biomasses. *Marine Ecology*, 16 (2): 103-116.
- Danovaro, R., Gambi, C. y Della Croce, N. 2002. Meiofauna hotspot in the Atacama Trench, eastern South Pacific Ocean. *Deep-Sea Research Part I*, 49:843-857.
- De la Cruz , E., y J. A. Vargas, 1987. Abundancia y distribución vertical de la meiofauna en la playa fangosa de Punta Morales, Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 35 (2):363-367.
- Devol, A. H. 1987. Verification of flux measurements made with in situ benthic chambers. *Deep-Sea Research Part I*, 34:1007-1026.

- Doulgeraki, S., Lampadariou, N., Sinis, A. 2006. Meiofaunal community structure in three Mediterranean coastal lagoons (North Aegean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86: 209 – 220.
- Duplisea, D. E. y Hargrave, B. T. 1996. Response of meiobenthic size-structure, biomass and respiration to sediment organic enrichment. *Hydrobiology*, 339: 161-170.
- Eila, L. y Leppänen, J. 1988. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. Institute of Marine Research No. 25519-35. Helsinki, Finland.
- Ellis, S., y Atherton, J. K. 2002. Properties and development of soils on reclaimed alluvial sediments of the Humber estuary, eastern England. *Catena*, 731:1-19.
- Emerson, S, y Hedges, J. I. 1988. Processes controlling the organic carbon content of open ocean sediments. *Paleoceanography*, 3: 621-634.
- FAO, 1996. Manual on the production and use of live food for aquaculture. FAO Fisheries Technical Paper, 361: 265 -281.
- Fenchel, T., King, G. M. y Blackburn, T. H. 1998. *Bacterial Biogeochemistry: the Ecophysiology of Mineral Cycling*. Academic Press, San Diego: 307 pp.
- Foore, E. G. y P. L. MacCarty, 1970. Anaerobic decomposition of algae. *Environmental Science and Technology*. 4: 842-849.
- Froelich, P. N., G. P. Klinkhammer, M. L. Bender, N. A. Leudtke, G. R. Heath, D. Cullen, P. Dauphin, D. Hammond, and B. Hartman. 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 43: 1075-1090.
- Gaudy, R. y Guérin, J. P. 1977. Dynamique des populations de *Tisbe holothuriae* (Crustacea:Copepoda) en élevage sur trois régimes artificiels différents. *Marine Biology*, 39: 137-145.
- Gee, J. M, 1987. Impact of epibenthic predation on estuarine intertidal harpacticoid copepod populations. *Marine Biology*. 96:497-510.
- Gee, J.M., y Somerfield, P. J. 1997. Do mangrove diversity and leaf litter decay promote meiofaunal diversity?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 218:13-33.
- Gerringa, L. J. A., 1990. Aerobic degradation of organic matter and the mobility of Cu, Cd, Ni, Pb, Zn, Fe, and Mn in marine sediment slurries. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam. *Marine Chemistry*, 29. 355-374.
- Giere, O. 1977. An ecophysiological approach to the microdistribution of meiobenthic oligochaeta. pp. 285-296. *In*: Keegan, B.F, Boaden, P. J. S. (eds). *Biology of benthic organisms*. Pergamon Press, Oxford.

- Giere, O. 1993. *Meiobenthology: the microscopy fauna in aquatic sediments*. Springer-Verlag. Berlín Heidelberg. 328 p.
- Gómez, S. 1993. Relación entre la fauna meiobentónica y los factores ambientales de la laguna Ensenada del Pabellón, Sin. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 69 p.
- Gómez, S. y M. E. Hendrickx, 1997. Distribution and abundance of meiofauna in a subtropical coastal lagoon in the Sotheastern Gulf of California, Mexico. 34(7): 582 – 587.
- Gómez, S., Puello-Cruz, A. C. y González-Rodríguez, B. 2004. Three new species of *Tisbe* (Copepoda:Harpacticoida), and a new record with complete redescription of *Tisbe monozota* from north-western Mexico. *Cahiers de Biologie Marine*. 45:9-47.
- Gourbault, N., Warwick, R. M. y Helléouet, M. N. 1998. Spatial and temporal variability in the composition and structure of meiobenthic assemblages (especially nematodes) in tropical beaches (Guadeloupe, FWI). *Cahiers de Biologie Marine*. 39: 29-39.
- Gray, J. S., 1981. Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. *Marine Pollution Bulletin*. 11: 62-65.
- Gunnarson. J., Hollertz. K y Rosenberg. R. 1999. Effects of organic enrichment and burrowing activity of the polychaete *Neries diversicolor* on the fate of tetrachlorobiphenyl in marine sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (6): 1149-1156.
- Gyedu-Ababio, T. K., Furstenberg, J. P., Bair, D. y Vanreusel, A. 1999. Nematodes as indicators of pollution: a case study from the Swartkops River System, South Africa. *Hydrobiology*. 397: 155-169.
- Haddad, R. I. 1989. Source and reactivity of organic matter accumulating in a rapidly depositing, coastal marine sediment. PhD dissertation, University of North Carolina, Chapel Hill. 45 pp.
- Hecht, S. A., Gunnarsson, J. S., Boese, B. L., Lamberson, J. O., Schaffner, C., Giger, W. y Jepson, P. C. 2003. Influence of sedimentary organic matter quality on the bioaccumulation of 4-Nonylphenol by estuarine amphipods. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (4): 865-873.
- Heinle, D. R., Harris, R. P., Ustach, J. F. y Flemer, D. A. 1977. Detritus as food for estuarine copepods. *Marine Biology*, 40: 341-353.
- Henrichs, S. M, y Doyle, A. P. 1986. Decomposition of <sup>14</sup>C-labelled organic substrates in marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 31: 765-778.

- Hicks, G. R. F., 1977. Breeding activity of marine phytoplankton harpacticoid copepods from Cook Strait. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 11: 645–666.
- Hicks, G. R. F. y Coull, B. C. 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology: An annual Review*. 21: 67-175.
- Higgins, R. P. y Thiel, H. 1988. Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C. 488 p.
- Hinga, K. R., Sieburth, J. McN y Heath, G. R. 1979. The supply and use of organic material at the deep-sea floor. *Journal of Marine Research*, 37: 557-579.
- Hockin, D. C., 1983. The effects of organic enrichment upon a community of meiobenthic harpacticoid copepods. *Marine Environmental Research*, 10:45-58.
- Hooge, M. D. 1999. Abundance and horizontal distribution of meiofauna on a northern California beach. *Pacific Science*, 53 (3):305-315.
- Horowitz, A. J. 1991. A primer on sediment-trace element chemistry. Second edition. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers. 136 p.
- Hutchinson, H. T., Rounds, N. A., Hampel, M. y Williams, T. D. 1999. Impact of natural and sintetic steroids on the survival, development and reproduction of marine copepods (*Tisbe battagliai*). *The Science of the Total Environment*, 1-3:167-179.
- Huys, R. y Boxshall, G. A. 1991. Copepod evolution. The Ray Society. London. 468 p.
- Huys, R., Gee, J. M., Moore, C.G. y Hamond, R. 1996. pp. 44-46. Marine and Brackish Water. Harpacticoid Copepods. Part 1.
- Jørgensen, B. B. 1982. Mineralization of organic matter in the sea bed-the role of sulphate reduction. *Nature*, 296:643-645.
- Jørgensen, B. B. 1983. Processes at the sediment-water interface. pp. 477-509. *In*: Bolin, B y Cook, R. (eds). *The major Biogeochemical cycles and their interactions*, SCOPE 21. Wiley, New York.
- Jukka, S. 1992. Effects of eutrophication and organic loading on the occurrence of profundal harpacticoids in a lake in southern finland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 21:211-223.
- Jweell, W. J. y P. L. McCarty, 1971. Aerobic decomposition of algae. *Environmental Science and Technology*, 5: 1023-1031. 77: 765 – 776.
- Kerr, S. R. 1976. Ecological analysis and the fry paradigm. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33: 329-332.

- Kimura, D. K. 1980. Likelihood methods for the von Bertalanffy growth curve. *Fishery Bulletin*, 77: 756-776.
- Klump, J. V. y Martens, C. S. 1981. Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin. II. Nutrient sediment-water exchange processes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45: 101-121.
- Koczy, F. 1950. Zur Sedimentation und Geochemie im Aequatorailen Atlantischen Ozean Meddelelser. Oceanography Institute. Goteborg, no.17.
- Kristensen, E. y Blackburn, T. H.. 1987. The fate of organic carbon and nitrogen in experimental marine sediment systems: influence of bioturbation and anoxia. *Journal of Marine Research*, 45: 231-257.
- Labra de Chas, G. 1991. pp 358-365. Cultivo de zooplancton. *In: Coll, M. (ed.). Acuicultura Marina Animal*. Julio Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Lamberson, J. O., Dewitt, T. H. y Swartz, R. C.1992. Assessment of sediment toxicity to marine benthos. pp. 183- 211. *In: Burton, G. A. (ed.). Sediment toxicity assessment*. Lewis Publishers, Inc., USA. 457 p.
- Lee, M. R. y Correa, J. A. 2005. Effects of copper mine tailings disposal on littoral meiofaunal assemblages in the Atacama region of northern Chile. *Marine Environmental Research*, 59: 1 – 18.
- Loring, D. H., Rantala, R. T. T. 1977. Geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. Technical report. 700:58.
- Lyons W. B. y Gaudette H. E. 1979. Sulphate reduction and the nature of organic matter in estuarine sediments. *Organic Geochemistry*. 1: 151-155.
- MacArthur, R. H. 1970. Species packing and competitive equilibrium for many species. *Abstracts of Experimental Animal Biology*. 1: 1-19.
- MacArthur, R. H. y Levins, R. 1964. Competition, habitat selection character displacement in a patchy environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 51:1207-10.
- 1967. The limiting similarity, convergence, divergence of coexisting species. *American Naturalist*, 101: 377-85.
- Magurran, A. E. 1983. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom Helm, Londres. 179 p.
- Maltby, L., C. Naylor y P. Calow. 1990. Effects of stress on a freshwater benthic detritivore: Scope for growth in *Gammarus pulex*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 19:285-291.



- Marcotte, B. M. 1986. Sedimentary particle sizes and the ecological grain food resources for meiobenthic copepods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 23: 423-427.
- Marcus, N. H. y Alatalao, P. 1989. Conditions for rearing *Calanus firmachicus* (Gunnerus, 1770) (Copepoda: Calanoida) through multiple generations in the laboratory. *Crustaceana*, 57: 101-103.
- Mare, M. F. 1942. A study of a marine benthic community with special reference to the micro-organisms. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 25:517-554.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona. 1010 p.
- Martens, C. S. 1978. Some of the chemical consequences of microbial mediated degradation of organic materials in estuarine sediments. pp. 266-278. *In: Goldberg, E. D. (ed.). Biogeochemistry of Estuarine Sediments*. Paris: UNESCO.
- Martens, C. S. y Klump, J. V. 1984. Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin. 4. An organic carbon budget for sediments dominated by sulphate reduction and methanogenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48:1987-2004.
- McLachlan, A. 1978. A quantitative analysis of the meiofauna and the chemistry of the redox potential discontinuity zone in a sheltered sandy beach. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 7: 275-290.
- McLachlan, A. 1980. Intertidal zonation of macrofauna and stratification of meiofauna on high energy sandy beaches in the eastern cape, South Africa. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 44: 213-223.
- Méndez, N. 2002. Annelid assemblages in soft bottoms subjected to human impact in the Urías estuary (Sinaloa, Mexico). *Oceanologica Acta*, 26:139-147.
- Meyer, M.B.; Powell, E. N.; Fossing, H. 1988. Movement of oxybiotic and thiobiotic meiofauna in response to changes in pore-water oxygen and sulphide gradients around macroinfaunal tubes. *Marine Biology*, 98: 395-414.
- Meyer-Reil, L; Dawson R; Liebezeit G; Tiedge H. 1978. Fluctuations and interactions of bacterial activity in sandy sediments and overlying waters. *Marine Biology*, 48 : 161-171.
- Meziane, T., y Tsuchiya, M. 2002. Organic matter in a subtropical mangrove-estuary subjected to wastewater discharge: origin and utilisation by two macrozoobenthic species. *Journal of Sea Research*, 47:1-11.
- Morales-Serna, F. N. 2004. Estructura de la meiofauna en relación a la contaminación del sistema Urías, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis Profesional. Instituto

Tecnológico Agropecuario de Oaxaca 23. Nazareno, Xoxocotlán, Oaxaca. 114 p.

Morales-Serna, F.N; Gómez, S; Bustos-Hernández, I, M., 2006. Spatial and temporal variation of taxonomic composition and species richness of benthic copepods (Cyclopoida and Harpacticoida) along a polluted coastal system from north-western Mexico during two contrasting months. pp. 41-59. *In:* Hendrickx, M. E. (ed.). Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans 4 (1). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 158 p.

Morales-Serna, F. N. 2006. Variación espacial y temporal de la densidad y diversidad de los copépodos bentónicos en el Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, Sinaloa. 97p.

Moriarty, J. W. 1980. Measurements of bacterial biomass in sandy sediments. Proceedings of the International Symposium of Environment Biogeochemical, 4:131-138.

Mujica, A., Carvajal C. y Miranda, O. 1995. Cultivo experimental de *Tigriopus sp.* (Copepoda: Harpacticoida). Investigación Marina, Valparaíso, 23: 75-82.

Müller, A. y Mathesius, U. 1999. The palaeoenvironments of coastal lagoons in the southern Baltic Sea, I. The application of sedimentary Corg/N ratios as source indicators of organic matter. Paleoenvironment, 145: 1 – 16.

Mullin, M. M y Brooks, E. R. 1970. Growth and metabolism of the planktonic marine copepods as influenced by temperature and food. pp. 74-95. *In:* Steele J.H.(ed.). Marine Food Chains, Edindurgo.

Murray, J. W., V. Grundmanis, y W. M. Smethie.1978. Interstitial water chemistry in the sediments of Saanich Inlet. Geochimica et Cosmochimica Acta, 42:1011-1026.

Neira, C., Sellanes, J., Soto, A., Gutiérrez, D. y Gallardo, V. A. 2001a. Meiofauna and sedimentary organic matter off Central Chile: response to changes caused by the 1997-1998 El Niño. Oceanologica Acta, 24 (3):313-328.

Neira, C., Sellanes, J., Levin, L. A. y Arntz, W. E. 2001b. Meiofaunal distributions on the Peru margin: relationship to oxygen and organic matter availability. Deep-Sea Research Part I, 48:2453-2472.

Nodot, C. 1978. Cycle biologiques de quelques espèces de copépodes harpacticoides psammiques. Téthys, 8: 241-248.

Odum, E. P., y de La Cruz, A. A. 1963. Detritus as a Major Component of Ecosystems. Bioscience, 13:39-40. *In:* Higgins, R. P. y Thiel, H. 1988. pp. 79-108.

- Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C.
- Ölafsson, E., y Elmgren, R. 1997. Seasonal dynamics of sublittoral meiobenthos in relation to phytoplankton sedimentation in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45:149-164.
- Otsuki, A. y Hanya. 1972a. Production of dissolved organic matter from dead algal cells. I. Aerobic microbial decomposition. *Limnology and Oceanography*, 7: 248-257.
- Otsuki, A. y Hanya. 1972b. Production of dissolved organic matter from dead algal cells. II. Anaerobic microbial decomposition. *Limnology and Oceanography*, 7:258-264.
- Pedersen, T. H. y Calvert, S. E. 1990. Anoxia versus productivity: What controls the formation of organic carbon-rich sediments and sedimentary rocks?. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74:456-466.
- Pequegnat, W. E. 1975. Meiobenthos ecosystems as indicators of the effects of dredging. *Estuarine Research*, 2. 573-83.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*, Wiley, Nueva York. 125 p.
- Poovachiranon, S., K. Boto, y N. Duke. 1986. Food preference studies and ingestion rate measurements of the mangrove amphipod *Parhyale hawaiiensis* (Dana). *Journal of Marine Biology and Ecology*, 98:129-140.
- Puello-Cruz, A., González-Rodríguez, B. y Yen-Ortega, E. 2004. Latinoamérica: Cultivo de copépodos tropicales como alimento vivo alternativo para larvicultura de especies marinas. *Revista Panorama Acuícola*, 9 (4):14 – 16.
- Raffaelli, D. G., y C.F. Mason. 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Marine Pollution Bulletin*, 12: 158-163.
- Riebesell, J. F. 1974. Paradox of enrichment in competitive systems. *Ecology*, 55: 183-7.
- Rojas, N. y Silva, N. 2003. Distribución espacial de textura, C y N en sedimentos recientes en canales y fiordos chilenos. Golfo Corcovado (43° 50'S) a golfo Elefantes (46° 30'S), Chile. *Ciencia y Tecnología del Mar, CONA*, 26 (2): en prensa .
- Rozenzweig, M. L (1971). Paradox of enrichment: destabilisation of exploitation ecosystems in ecological time. *Science*, 171: 328-7.
- Sandulli, R. y de Nicola-Giudici, M., 1989. Effects of organic enrichment on meiofauna: a laboratory study. *Marine Pollution Bulletin*. 20(5): 223-227.

- 1990. Pollution effects on the structure of meiofaunal communities in the Bay of Naples. *Marine Pollution Bulletin*, 21 (3): 144-153.
- Sedlacek, C. y Marcus, N. H. 2005. Egg production of the copepod *Acartia tonsa*: The influence of hypoxia and food concentration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 318: 183–190.
- Seki, H. 1982. *Organic Materials in Aquatic Ecosystems*. Department of Biological Science. University of Tusukuba, Japan. pp. 33-65.
- Séllner, B. W. 1976. Survival and metabolism of the harpacticoid copepod *Thompsonula hyaenae* (Thompson) fed on different diatoms. *Hydrobiology*, 50: 233-238.
- Shimanaga, M. y Shirayama, Y. 2000. Response of benthic organisms to seasonal change of organic matter deposition in the bathyal Sagami Bay, central Japan. *Oceanologica Acta*, 23: 91–107.
- Shumilin, E.; Grajeda-Muñoz, M.; N., Silverberg y D. Sapozhnikov, 2002. Observations on trace elements hypersaline geochemistry in surficial deposits of evaporations ponds of Exportadora de Sal, Guerrero Negro, Baja California Sur, México. *Marine Chemistry*, 79:133-153.
- Sikora, W. B. y Sikora J. P. 1982. Ecological implications of the vertical distribution of meiofauna in salt marsh sediments. pp. 269-282. *In*: Kennedy, V. S. (ed). *Estuarine comparisons*. Academic Press, New York.
- Silva, N. y Ortíz, P. 2002. C y N, su distribución y estequiometría, en sedimentos superficiales de la región sur de la zona de fiordos y canales australes de Chile, 52°-56°S (Crucero CIMAR 3 Fiordos). *Ciencia y Tecnología del Mar, CONA*, 25 (1): 89-108.
- Silva, N., Maturana, J., Sepúlveda I. y Ahumada, R. 1998. Materia orgánica, C y N, su distribución estequiometría, en sedimentos superficiales de la región norte de los fiordos y canales australes de Chile (Crucero CIMAR 1 Fiordo). *Ciencia y Tecnología del Mar*, 21: 49-74.
- Smol, N. y Heip, C. 1974. The culturing of some harpacticoid copepods brackish water. *Biological Abstracts*, 42:159-69.
- Smyly, W. J. P. 1970. Observations on the development, longevity, fecundity of *Acanthocyclops viridis* (Jurine) (Copepoda, Cyclopoida, relation to type of prey. *Crustaceana*, 18: 21-36.
- Soto-Jiménez, M. F., 1998. Distribución y concentración de metales pesados en los sedimentos del Puerto de Mazatlán y áreas adyacentes: su normalización y fraccionamiento geoquímico. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, Sinaloa. 245 p.

- Soto-Jiménez, M., y F. Páez-Osuna. 2001a. Cd, Cu, Pb, and Zn in lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California): bioavailability and geochemical fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66:350-356.
- , -----2001b. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53:259-274.
- , -----, y F. Morales-Hernández. 2001. Selected trace metals in oysters (*Crassostrea iridescens*) and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall in Mazatlán Bay (southeast Gulf of California): chemical fractions and bioaccumulation factors. *Environmental Pollution*, 114:357-370.
- Stuardo, J., M. Soto, H. Andrade y R. Aguilar. 1981. Características granulométricas y componentes bioquímicos de los sedimentos de tres estaciones submareales de Valparaíso. *Revista de Biología Marina*, 17(2): 171-196.
- Suárez-Morales, E. 2000. Copépodos, seres ubicuos y poco conocidos. *Biodiversitas. Boletín Bimestral de la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad*. No. 29. 7 – 11 p.
- Tietjen, J.H., y D. M. Alongi. 1990. Population growth and effects of nematodes on nutrient regeneration and bacteria associated with mangrove detritus from northeastern Queensland (Australia). *Marine Ecology Progress Series*, 68:169-179.
- USEPA. 1999. Comparative toxicity testing of selected benthic and epibenthic organisms for the development of sediment quality test protocols. EPA/600/R-99/085. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development Washington, DC 20460.
- Vargas-Arriaga, F. E., (en prep.). Diversidad de Copépodos bentónicos (harpacticoida y cyclopoida) en relacion con algunas variables ambientales en el estero el verde, Sinaloa. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. Mazatlán, Sinaloa, México. Anteproyecto de Maestría.
- Vidal, J., 1980. Physioecology of zooplankton: I. Effects of phytoplankton concentration, temperature, and body size on the growth rate of *Calanus pacificus* and *Pseudocalanus* sp. *Mar. Biol.* 56, 111 – 134.
- Vopel, K., Dehmlow, J., Johansson, M., Arlt, G., 1998. Effects of anoxia and sulphide on populations of *Cletocampus confluens* (Copepoda, Harpacticoida). *Marine Ecology Progress Series*, 175: 121– 128.
- Warwick, R. B. 1981. The nematode copepod ratio and its use in pollution ecology. *Marine Pollution Bulletin*, 12, 329-33.

- Weglenska, T. 1971. The influence of various concentrations of natural food in the development, fecundity and production of planktonic crustaceans filtrators. *Ekologiya Polska*, 19: 427-73.
- Wells, J. B. J. 1976. Keys to aid in the identification of marine Harpacticoid Copepods. pp.380-384. *In*: Higgins, R. P. y Thiel, H. (eds.). Introduction to the study of meiofauna. Published by the Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 488 p.
- Wells, J. B. J. 1988. Copepoda. pp. 380-388. *In*: Higgins, R. P. y Thiel, H. (eds.). Introduction to the study of meiofauna. Published by the Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 488 p.
- Westrich, J. T. y R. A. Berner, 1984. The role of sedimentary organic matter in bacterial sulphate reduction: The G model tested. *Limnology and Oceanography*, 29: 236-249.
- 1988. The effect of temperature on rates of sulphate reduction in marine sediments. *Journal of Geomicrobiology*, 6: 99-117.
- Widbom, B., y Elmgren, R. 1988. Response of benthic meiofauna to nutrient enrichment of experimental marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 42: 257-268.
- Widdicombe, S. y Austen, M. C. 2001. The interaction between physical disturbance and organic enrichment: an important element in structuring benthic communities. *Limnology and Oceanography*, 46 (7): 1720-1733.
- Williams, R. 1972. The abundance and biomass of the interstitial fauna of a graded series of shell gravels in relation to available space. *Journal of Animal Ecology*, 41: 623-646.
- Williams, T. D. y M. B. Jones. 1999. Effects of temperature and food quantity on the reproduction of *Tisbe battagliai* (Copepoda: Harpacticoida). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 236: 273-290.
- Wolfgang, B., Bodungen, B. y Pollehne, F. 1985. Benthic degradation of organic matter and regeneration of nutrients in shallow water sediments off Mactan, Philippines. *The Philippine Scientist*, 22: 30-41.
- Woodin, S. A., y Jackson J. B. C., 1979. Interphyletic competition among marine benthos. *In*: Giere, O., 1993. Meiobenthology. The Microscopic Fauna in Aquatic Sediments. 27 p. *Journal of Marine Research*, 34:25-41.
- Yen-Ortega, E. 2004. Determinación del tipo de alimento, concentración y sustrato óptimo para el desarrollo de un sistema de cultivo a escala experimental de *Tisbe monozota* (Bowman, 1962) (Copepoda: Harpacticoida). Tesis de Maestría, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. A. C. 175 p.
- Zar, J.H.1996. Biostatistical analysis. Third Edition. Prentice Hall, U.S.A. 662 p.

Zurlini, G., Ferrari, I. y Nassogne, P. 1978. Reproduction and growth of *Euterpina Acutifrons* (Copepoda: Harpacticoida) under experimental conditions. *Marine Biology*, 46, 59-64.