



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN ALIMENTACIÓN
Y DESARROLLO, A.C.**

DISPERSIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PROVENIENTE DE UN CULTIVO
DE TILAPIA (*Oreochromis niloticus*) EN JAULAS MEDIANTE EL USO DE
 $\delta^{13}\text{C}$ Y $\delta^{15}\text{N}$ Y SU EFECTO SOBRE LOS PARÁMETROS
FISICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS EN LA PRESA SAN RAFAEL,
NAYARIT, MÉXICO.

Por:

Daniel Alberto Palacios González

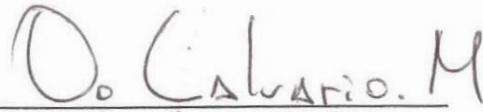
TESIS APROBADA POR LA
COORDINACIÓN DE ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL

Como requisito parcial para obtener el grado de

MAESTRÍA EN CIENCIAS

APROBACION

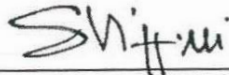
Los miembros de comité designado para la revisión de la tesis del Biol. Daniel Alberto Palacios González la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito para obtener el grado de Maestría en Ciencias.



Dr. Omar Calvario Martínez
Director de tesis



Dr. Martín Federico Soto Jiménez
Asesor



Dra. Salvatrice Vizzini
Asesor



Dr. Pablo Almazán Rueda
Asesor



M. en C. Miguel Ángel Sánchez Rodríguez
Asesor

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en esta tesis es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita del director del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD).

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión del director de tesis.

Dr. Pablo Wong González
Director General

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo es el producto de un esfuerzo en el que colaboraron varias personas de una u otra manera, ya sea corrigiendo el documento, ayudando en los muestreos o brindándome ánimos en momentos difíciles.

Al CONACyT por la beca otorgada sin la cual no hubiera podido llevar a cabo esta maestría.

Me gustaría agradecer al CIAD por haberme permitido llevar a cabo parte de mi desarrollo profesional y apoyarme durante toda la maestría.

Al proyecto FORDECYT No. 172471 “Sistema regional de producción intensiva de tilapia para mercados de alto valor comercial e impulsar el desarrollo económico y social en el occidente de México” por el apoyo económico otorgado para la terminación de esta tesis.

A las personas de la unidad de producción acuícola “El Vicenteño”, que me ayudaron facilitando los medios para realizar el muestreo, Eduardo Enríquez, su esposa y a Don Bocho.

A la Dra. Luz María García de la Parra, ya que gracias a ella ingresé al CIAD Mazatlán, muchas gracias por haberme aceptado en un principio y aun cuando el proyecto planeado no pudo realizarse le agradezco infinitamente por la oportunidad brindada.

Al Dr. Omar Calvario Martínez por la oportunidad otorgada y por facilitarme los medios necesarios para la realización de esta tesis y su ayuda durante los muestreos.

Al Dr. Martín Federico Soto Jiménez por sus correcciones y por su invaluable ayuda y enseñanzas sobre el mundo de los isótopos, sin las cuales no hubiera podido terminar este trabajo.

A la Dra. Salvatrice Vizzini por todo el apoyo brindado durante mi estancia en su laboratorio y por llevar a cabo el análisis de las muestras de isótopos con las que se realizó el presente estudio, así como por su gran paciencia y buen humor cada que teníamos videoconferencias, Grazie mille!!!.

Al M. en C. Miguel Ángel Sánchez Rodríguez por su apoyo técnico a lo largo del presente estudio, ya sea ayudándome en la organización de los

muestreos, asesorándome sobre mi trabajo o brindándome consejos cada que me acercaba con alguna duda o problema, muchas gracias.

Al Dr. Pablo Almazán Rueda por sus correcciones y por ser siempre tan franco y sincero a la hora de resolver dudas o brindar algún consejo, esto sin olvidar su apoyo durante toda la maestría en la solicitud de beca, apoyos, etc., etc.

Al Dr. Samuel Enrique Gómez Noguera por su guía en la sección de organismos bentónicos y por haber prestado la draga que se usó en los muestreos.

Al M. en C. Héctor Gandolfo Plascencia González por su ayuda y orientación en la identificación de los organismos bentónicos utilizados durante el presente estudio.

A la Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández por proporcionarme los medios necesarios para la realización de los análisis granulométricos y ayudarme en la interpretación de los resultados.

A los doctores César Alejandro Berlanga Robles, Juan Madrid Vera y José Alfredo Castillo Guerrero por su invaluable asesoría sobre estadística y porque siempre estuvieron dispuestos a apoyarme y explicarme cada que lo necesité.

A los técnicos que me brindaron su ayuda durante el procesamiento de mis muestras:

Elisa Aleo, quien procesó las muestras de isótopos. Elisa!!! grazie mille per far miei campioni, so lo difficile che é pesare e per questo ti ringrazio tantissimo!!!

Gabriela Aguilar Zarate y Carmina Isabel Vargas Gómez por su ayuda en el liofilizado de las muestras y por prestarme material cada que lo necesitaba, además de ser extremadamente pacientes conmigo cada que necesitaba que me sacaran de alguna duda.

Blanca Teresa González Rodríguez por permitirme usar la mufla cuando era necesario.

Libia Hascibe Pérez Bernal por procesar las muestras de granulometría y por ser tan amable conmigo durante mi semana en el laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología del ICMYL de la UNAM.

Estephanie Meza Guerrero por ayudar en el procesado de las muestras de granulometría y hacer el tiempo en el laboratorio más ameno.

A las personas que me ayudaron en los muestreos, Marcelo Esau Alvarado López, Cinthia Areli Avilés Osuna, Diana Beatriz Flores Peñuelas, muchas gracias y felicidades por haber aguantado la carrilla pesada durante los muestreos.

A los cuasi ingenieros María de Jesús Siqueiros Tapia, Yessica Amparo Cital Hernández, José Miguel Nava Ibarra y Jesús Miguel Macías Ramírez por la ayuda proporcionado en el procesamiento de las muestras de organismos bentónicos.

A mis profesores durante la maestría, los doctores(as) Albert van der Heiden, Cesar Berlanga, Arturo Ruiz, Miguel Betancourt, Alejandra García y Pablo Almazán.

A mis compañeros de generación (Cathy, Africa, Patsy, Julia, Rodrigo, Covantes, Asahel, Yazmin y Mily) por su amistad y por ser tan buena onda y hacer que los momentos de clases fueran tan amenos, incluso gracias al Rafa ya que sin el tendríamos menos historias de las cuales reírnos.

A Alberto Duran por su apoyo en cuestiones tecnológicas y de computadoras.

Al M. en C. Emyr Saúl Peña Marín por su disponibilidad para aclarar dudas cada que recurría a él.

Al M. en C. Jesús Efrén Astorga Rodríguez, por su amistas y por facilitarme material de laboratorio cada que iba a solicitarlo.

A la M. en C. Elda Inés Izaguirre Flores por su amistad y ayuda en la búsqueda de material bibliográfico.

A la Dra. Itzel Sifuentes Romero por su valiosa amistad y por brindarme ayuda y orientación cuando lo necesitaba.

Y por último, pero no menos importante, gracias a las demás personas que me apoyaron y brindaron ánimos cuando lo necesitaba, mi familia (papás y hermanos), mis imprudentes!!! Que ya los mencioné pero hacerlo dos veces o tres no hace daño, Ale (n_n), Marijo!!! y amigos que se me olvido poner.

DEDICATORIA

El presente trabajo está dedicado a mi familia, ya que sin ellos nada de esto hubiera sido posible.

A mis padres:

María Candelaria González Montaña y Daniel Alberto Palacios Sánchez

Mis hermanos(as):

Karim, Mara y Samantha

Y mis perritos:

Pechocha, Pelos, Pookie, Carbon, Pinky y Keisha.

Gracias

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE TABLAS	xiii
RESUMEN	xiv
ABSTRACT	xv
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ANTECEDENTES.....	7
III. JUSTIFICACIÓN.....	13
IV. HIPÓTESIS.....	14
V. OBJETIVOS.....	15
5.1. Objetivo general:.....	15
VI. MATERIALES Y MÉTODOS.....	16
6.1. Área de estudio	16
6.2. Selección de sitios de muestreo	17
6.3. Toma de muestras.....	18
6.4. Procesamiento de las muestras.....	20
6.5. Análisis de las muestras	22
6.6. Análisis estadístico	27
VII. RESULTADOS	29
7.1. Isótopos estables.....	29
7.2. Demanda bioquímica de oxígeno	40
7.3. Oxígeno disuelto.....	42
7.4. pH.....	44
7.5. Temperatura	46
7.6. Caracoles	48

ÍNDICE
(CONTINUACIÓN)

7.7. Granulometría.....	51
7.8. Carbono orgánico	53
VIII.DISCUSIÓN.....	56
8.1. Isótopos estables.....	56
8.2. Demanda bioquímica de oxígeno	62
8.3. Oxígeno disuelto.....	65
8.4. pH.....	67
8.5. Temperatura	68
8.6. Caracoles	68
8.7. Granulometría.....	71
8.8. Carbono orgánico	71
IX. CONCLUSIONES	74
X. RECOMENDACIONES.....	75
XI. BIBLIOGRAFÍA.....	77
APÉNDICE I	88
APÉNDICE II	89
APÉNDICE III	90

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y posición de las estaciones de muestreo dentro del embalse de la P.C.R. San Rafael, Nayarit.....	16
Figura 2. Vista panorámica de la UPA "El Vicenteño" ubicada dentro de la P.C.R. San Rafael, Nayarit.....	17
Figura 3. Dispersión de luz en partículas grandes y pequeñas, tomada de Malvern Instruments Limited (2012).....	25
Figura 4. Porcentaje de aporte, por estación, del alimento formulado (AF), material orgánico sedimentario natural (MOS_{nat}) y material orgánico particulado natural (MOP_{nat}) al MOS de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 1 (22/02/13). Las barras superiores corresponden al percentil 95, el punto representa al percentil 50 y las barras inferiores al percentil 5.	33
Figura 5. Porcentaje de aporte, por estación, del alimento formulado (AF), material orgánico sedimentario natural (MOS_{nat}) y material orgánico particulado natural (MOP_{nat}) al MOS de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 2 (15/05/13). Las barras superiores corresponden al percentil 95, el punto representa al percentil 50 y las barras inferiores al percentil 5.	35
Figura 6. Porcentaje de aporte, por estación, del alimento formulado (AF), material orgánico sedimentario natural (MOS_{nat}) y material orgánico particulado natural (MOP_{nat}) al MOP de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 1 (22/02/13). Las barras superiores corresponden al percentil 95, el punto representa al percentil 50 y las barras inferiores al percentil 5.	37

ÍNDICE DE FIGURAS

(CONTINUACIÓN)

- Figura 7. Porcentaje de aporte, por estación, del alimento formulado (AF), material orgánico sedimentario natural (MOS_{nat}) y material orgánico particulado natural (MOP_{nat}) al MOP de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 2 (15/05/13). Las barras superiores corresponden al percentil 95, el punto representa al percentil 50 y las barras inferiores al percentil 5.38
- Figura 8. Dispersión de los valores de C/N y $\delta^{13}C$ de las muestras de MOS y MOP de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, correspondientes a los muestreos 1 (22/02/13) y 2 (15/05/13), así como los rangos de C/N y $\delta^{13}C$ de los diferentes posibles orígenes del MOS y MOP.....39
- Figura 9. ANOVA de 2 vías para los datos de DBO_5 ($mg \cdot l^{-1}$) (Promedio \pm D.E.) por estaciones para el muestreo 1 (●) (22/02/13) y muestreo 2 (□) (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit. Las letras iguales encerradas en un círculo representan los grupos homogéneos encontrados para el muestreo 1 y las letras iguales enmarcadas en un recuadro representan los grupos homogéneos encontrados durante el muestreo 2, mientras que el asterisco en el nombre de la estación indica las estaciones que presentaron diferencias significativas entre un muestreo y otro.41
- Figura 10. Perfil de las concentraciones de oxígeno disuelto ($mg \cdot l^{-1}$) por profundidad para las estaciones del muestreo 1 (22/02/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.43
- Figura 11. Perfil de las concentraciones de oxígeno disuelto ($mg \cdot l^{-1}$) por profundidad para las estaciones del muestreo 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.44

ÍNDICE DE FIGURAS

(CONTINUACIÓN)

Figura 12. Perfil de los valores de pH por profundidad para las estaciones del muestreo 1 (22/02/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.	45
Figura 13. Perfil de los valores de pH por profundidad para las estaciones del muestreo 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.	46
Figura 14. Perfil de los valores de temperatura (°C) por profundidad para las estaciones del muestreo 1 (22/02/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.	47
Figura 15. Perfil de los valores de temperatura (°C) por profundidad para las estaciones del muestreo 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.	48
Figura 16. Caracoles del genero <i>Stagnicola</i> colectados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante los muestreos 1 (22/02/13) y 2 (15/05/13).	49
Figura 17. ANOVA de 2 vías para los datos de densidad de caracoles del genero <i>Stagnicola</i> ($\text{Org}\cdot\text{l}^{-1}$) (Promedio \pm D.E.) por estaciones para el muestreo 1(●) (22/02/13) y muestreo 2 (□) (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit. Las letras iguales encerradas en un círculo representan los grupos homogéneos encontrados para el muestreo 1 y las letras iguales enmarcadas en un recuadro representan los grupos homogéneos encontrados durante el muestreo 2.	50
Figura 18. Porcentaje de limos, arcillas y arenas presentes en el sedimento colectado en las estaciones de muestreo durante el muestreo 1 (22/02/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.	51
Figura 19. Porcentaje de limos, arcillas y arenas presentes en el sedimento colectado en las estaciones de muestreo durante el muestreo 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.	52

ÍNDICE DE FIGURAS

(CONTINUACIÓN)

- Figura 20. ANOVA de 2 vías para los datos de %CO (Promedio \pm D.E.) por estaciones para el muestreo 1(●) (22/02/13) y muestreo 2 (□) (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit. Las letras iguales encerradas en un círculo representan los grupos homogéneos encontrados para el muestreo 1 y las letras iguales enmarcadas en un recuadro representan los grupos homogéneos encontrados durante el muestreo 2.54
- Figura 21. Firmas isotópicas del AF, HF, MOS y MOP, posicionadas con respecto al polígono de mezcla formado por las tres fuentes de MO analizadas (MOS_{nat}, MOP_{nat} y AF).....57

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores de DBO ₅ , OD y pH, para cada una de las UPA en el estudio de Boaventura <i>et al.</i> (1997).....	11
Tabla 2. Información de los análisis bromatológico e ingredientes de los tipos de los AF utilizados durante el cultivo (a excepción de crecimiento del cual no se obtuvo información) obtenidos del fabricante (WinFish de Zeigler).....	20
Tabla 3. Datos sobre el AF suministrado al cultivo de tilapia localizado en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 1 (22/02/13), cantidad, peso de los organismos, frecuencia de alimentación, no. de jaulas y no. de peces por jaula.	29
Tabla 4. Valores de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %C, %N y C/N de los diferentes tipos de AF utilizados en el cultivo de tilapia localizado en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, así como de las HF de dichos organismos durante el muestreo 1 (22/02/13).	30
Tabla 5. Valores de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %C, %N y C/N, por estaciones, para el MOS y MOP recolectados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante los muestreos 1 (22/02/13) y 2 (15/05/13).....	34

RESUMEN

La acuicultura en jaulas ha aumentado rápidamente en las últimas décadas, debido a la gran demanda de productos acuícolas tanto a nivel mundial como nacional. Sin embargo, grandes impactos ambientales han sido asociados a esta actividad, debidos principalmente a la descarga de sólidos suspendidos y nutrientes a los cuerpos de agua. Esto, ha llevado a la necesidad de buscar herramientas que permitan analizar los posibles efectos provocados por los desechos orgánicos generados por esta actividad, así como la forma en que éstos se dispersan en el ambiente. En el presente estudio se determinó la dispersión de los desechos orgánicos (alimento formulado y heces fecales) generados por la unidad de producción acuícola (UPA) “El Vicenteño”, en la presa cambio de régimen (P.C.R) San Rafael, mediante el análisis de la composición isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) de sedimento y agua utilizando el software MixSIR. Asimismo, se determinó el efecto generado por dichos desechos mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos (demanda bioquímica de oxígeno [DBO_5], oxígeno disuelto, pH, temperatura y porcentaje de carbono orgánico) y biológicos (densidad de caracoles del género *Stagnicola*). Los resultados obtenidos mostraron una acumulación de desechos orgánicos en la estación “Jaulas”, ubicada debajo de la UPA y en la estación 7 ubicada a 500 m de distancia corriente abajo respecto a las jaulas. Por otro lado, los parámetros fisicoquímicos, mostraron un efecto moderado apreciable únicamente en la estación ubicada en la UPA, donde se observó una disminución del pH en el agua de fondo, así como un aumento en las concentraciones de carbono orgánico. Para el caso específico de la DBO_5 , se observó un incremento en los valores debido a la cantidad de alimento proporcionado a los peces durante el muestreo 1, incremento que fue apreciable hasta una distancia de 0.15 km. Respecto a los organismos bentónicos, se pudo observar un aumento en la densidad de caracoles del género *Stagnicola* debido a la acumulación de materia orgánica proveniente de la UPA. El uso combinado de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ con parámetros fisicoquímicos y biológicos, como los analizados en el presente estudio, mostró ser una herramienta útil en la detección de desechos generados por la actividad acuícola y su efecto en el ecosistema, por lo que pueden ser utilizados para determinar los impactos de la acuicultura en cuerpos de agua similares a la P.C.R. San Rafael..

Palabras clave: Isótopos estables, materia orgánica, acuicultura, desechos.

ABSTRACT

Cage aquaculture has increased rapidly in the last decades due to the high demand for aquaculture products both at a national and international level, unfortunately, major environmental impacts have been associated with this activity, including, discharge of suspended solids, and nutrients into the water bodies. This highlights the need to look for tools that allow us to analyze the impact of these systems on the environment. In the present study, we assessed the dispersion of organic wastes (fish feed and feces) generated by an aquaculture production unit (APU) called "El Vicenteño", located at San Rafael dam, analyzing the isotopic composition ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of sediment and water using the software MixSIR. Also, we determined the impact caused by the organic wastes in the water body, analyzing the physicochemical (biochemical oxygen demand [BOD_5], dissolved oxygen, pH, temperature and percentage of organic carbon) and biological parameters (density of snails of the genus *Stagnicola*). The results showed an accumulation of the organic wastes at the "Jaulas" station located just below the APU and also in the station 7 located 500 meters downstream from the cages. The physicochemical parameters showed a moderate effect only at the station located below the APU presenting a decrease in pH of the bottom water, but also an increase in the concentration of organic carbon. It was also shown an increase in BOD_5 values which was evident up to a distance of 0.15 km due to the amount of food given to the fishes during the first sampling. With respect to benthic organisms, it was observed an increase of density of snails of the genus *Stagnicola* caused by the accumulation of organic matter from the APU. The use of isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) coupled with physicochemical and biological parameters, such as the ones analyzed in the present study, proved to be a useful tool to assess the impacts of aquaculture in water bodies such as San Rafael dam caused by the organic wastes generated by this activity.

Keywords: Stable isotopes, organic matter, aquaculture, wastes.

I. INTRODUCCIÓN

La acuicultura a nivel mundial ha presentado un crecimiento acelerado en las últimas tres décadas (1980-2010), esta se ha ido incrementado a una tasa anual de 8.8 % (FAO, 2012). En el 2010 la producción global de peces por acuicultura fue de 59.9 millones de toneladas con un valor de 119.4 billones de dólares, aproximadamente 7.5 % más que en el 2009 (FAO, 2012).

Durante los últimos diez años se registró una tasa de crecimiento en la acuicultura de 3.44 % y en el año 2011 representó el 15.83 % de la producción pesquera total (1'660, 475 ton) para el caso de la acuicultura en México. Este crecimiento se incentiva dado que la acuicultura contribuye a la seguridad alimentaria, es generadora de divisas, fomenta el desarrollo regional, la formación de empleos y reduce la presión sobre las poblaciones de organismos silvestres tanto marinos como dulceacuícolas (SAGARPA, 2011).

En cuanto al caso específico de la tilapia, el Comité Nacional Sistema Producto Tilapia menciona que la producción nacional (75,927 ton) no es suficiente para abastecer la demanda nacional (200,000 ton aproximadamente), por lo que año con año están siendo importadas aproximadamente 75 mil toneladas de tilapia en filete y entre 12 mil y 15 mil toneladas de producto entero, procedentes principalmente de China, Honduras y Estados Unidos.

Con la finalidad de que la actividad acuícola en el país se desarrolle y la dependencia de las importaciones sea menor, se ha establecido la necesidad de implementar proyectos que ayuden a promover el crecimiento acuícola utilizando al máximo los cuerpos de agua disponibles como lagunas costeras, lagos, ríos y presas. Sin embargo, este aumento en la producción acuícola puede llegar a ocasionar un impacto al medio ambiente. Este impacto depende del tipo de manejo que se realice, ya que en sitios donde las unidades de producción acuícola (UPA's) realizan un manejo adecuado de los desechos y cuentan con mejores técnicas de alimentación que permitan un mejor aprovechamiento del alimento proporcionado (Beveridge, 2004; Beveridge, 1984), los efectos de la actividad

acuícola en el ecosistema son casi imperceptibles, mientras que en casos donde no se realiza un buen manejo de la actividad, los daños en el ecosistema pueden llegar a ser considerables (Pillay, 2008).

Entre los problemas más comunes asociados a la actividad acuícola se encuentran las descargas provenientes de las UPA's en los cuerpos de agua adyacentes. Dichas descargas pueden estar conformadas por sustancias químicas y medicamentos que son aplicados en el tratamiento de enfermedades durante los periodos de cultivo. Otro problema es la introducción de especies exóticas que puede desencadenar la presencia de enfermedades atípicas a la zona y a la competencia por hábitat y alimento entre las especies invasoras y nativas.

Existen dos tipos de acuicultura, (1) acuicultura terrestre y (2) en jaulas. La primera se lleva a cabo en estanques y los desechos generados son más fáciles de controlar en comparación con la acuicultura en jaulas. Esto es debido a que cada estanque está equipado con un canal donde se vierten los desechos, lo que permite su manipulación y tratamiento antes de ser arrojados al medio ambiente.

En cuanto a la acuicultura en jaulas, debido a que es imposible tener un control sobre el destino de los desechos generados (heces fecales [HF] y alimento formulado [AF] no consumido), el aporte de nutrientes al medio ambiente es inevitable. Estos aportes pueden dar lugar a la eutrofización y la posible formación de zonas anóxicas en los cuerpos de agua, llegando a alterar las comunidades de organismos bentónicos debido a que los organismos que no están adaptados a tales condiciones se ven forzados a migrar, modificando las redes tróficas y ocasionando pérdidas en la biodiversidad de la zona (Lojen *et al.*, 2005; Salazar-Hermoso, 2007; Vizzini & Mazzola, 2004, 2006; Yokoyama, 2010; Wu, 1995).

El impacto de la acuicultura sobre el ecosistema también está en función del cuerpo de agua en el que se localiza. Existen cuerpos de agua (lagos y lagunas costeras) que, debido a un flujo de corrientes e intercambio de aguas escasos, frecuentemente presentan problemas de estratificación en la columna de agua. Esto puede dar lugar a la acumulación de materia orgánica (MO) en el

fondo, contribuyendo a la formación de zonas con MO en degradación y a la posible formación de zonas anóxicas debido al consumo de oxígeno disuelto (OD) necesario para la degradación de dicha MO (De la Lanza-Espino & Gómez-Aguirre, 1999; Nixon, 1995).

Por el contrario, hay ecosistemas (bahías y ríos) que, debido a un constante flujo de corriente y recambio de agua, tienen la capacidad de amortiguar de una manera eficiente los efectos provocados por el aporte de nutrientes y (MO) (Beveridge, 1994; Gowen, 1994). Sin embargo, existen sistemas fluviales donde debido a represamientos los flujos de corrientes son alterados. Lo anterior, aunado a la presencia de actividades humanas como la acuicultura, puede llegar modificar de una manera considerable las condiciones del sistema debido a la acumulación de MO (Nyanti *et al.*, 2012).

El sistema fluvial Lerma-Chapala-Santiago es uno de los más grandes en el territorio mexicano, ya que se extiende desde el estado de México hasta estados como Michoacán, Querétaro, Guanajuato, Jalisco, Aguascalientes, Zacatecas, Durango y Nayarit. Debido a esto, se encuentra ampliamente influenciado por la actividad humana (actividad industrial, urbana, ganadera, etc.) principalmente en la parte superior de la cuenca la cual se encuentra localizada al centro del país.

Dentro de este sistema, sobre el cauce del río Santiago en el estado de Nayarit, se encuentra la Presa de Cambio de Régimen (P.C.R.) San Rafael, la cual funge como presa reguladora de la Central Hidroeléctrica Aguamilpa Solidaridad (C.H. Aguamilpa Solidaridad), considerada como una de las presas más grandes de Latinoamérica y que alberga una de las más importantes pesquerías de tilapia a nivel nacional (5, 202 toneladas en el 2007).

En el embalse de la P.C.R. San Rafael se desarrollan actividades como la agricultura, ganadería, pesca y acuicultura, esta última está representada por una UPA que registra producciones de hasta 18 toneladas de tilapia entera al año, la cual está siendo administrada por una sociedad cooperativa de producción rural (SCPR) que actualmente cuenta con posibilidades de expansión. Es por esto, que

surge la necesidad de determinar la condición actual del sistema y buscar herramientas que permitan evaluar el estado en el que se encuentra el área adyacente a la UPA, así como determinar si las alteraciones en el medio, en caso de que estas existan, son debido a la actividad acuícola o a los aportes generados por el medio natural.

Una herramienta ampliamente utilizada en la diferenciación de fuentes de MO en el medio ambiente, de una manera precisa, son los isótopos estables. Los isótopos estables se pueden definir como átomos de un mismo elemento, cuyos núcleos tienen una cantidad diferente de neutrones y por lo tanto, difieren en su masa. Debido a que los isótopos de un elemento cuentan con un mismo número de electrones, su comportamiento químico es el mismo. Sin embargo, la diferencia entre sus masas ocasiona que las moléculas que forman se comporten, físicamente, de una manera distinta (Caballero, 1989; Osuchowski, 2013).

Los cambios en el comportamiento de las moléculas debido a la diferencia de masas atómicas se deben a la frecuencia vibracional, la cual presenta una relación inversa con la masa atómica. De esto modo, los átomos pesados son los que presentan una frecuencia vibracional menor respecto a los átomos ligeros y esto ocasiona que los enlaces formados por isótopos pesados sean más fuertes y estables que los formados por isótopos ligeros (Caballero, 1989).

Lo anterior, da lugar a que las moléculas que han pasado por una reacción física o química, presenten alteraciones en su composición isotópica original. Esto deriva en la formación de moléculas con un mayor número de isótopos ligeros debido a que la debilidad de sus enlaces los vuelve más reactivos. Esto se denomina "fraccionamiento isotópico". Sin embargo, los procesos que influyen en el fraccionamiento isotópico son complejos y no dependen solamente de procesos físicos y químicos, sino también de procesos biológicos como diferencias entre especies o procesos metabólicos (Caballero, 1989; Osuchowski, 2013; Farquhar *et al.*, 1989; O'Leary, 1988). Esto convierte al fraccionamiento isotópico, en el responsable de que cualquier material sobre la tierra tenga una firma isotópica característica.

No obstante, aun cuando el estudio de isotopos es de gran utilidad en la identificación de las fuentes de MO que entra a un sistema, es necesaria una evaluación de los efectos generados por ella.

Existen diferentes opciones para la evaluación de los efectos ocasionados por la acuicultura en el medio ambiente, una de ellas es el análisis de parámetros fisicoquímicos en la columna de agua tales como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), OD, pH y porcentaje de carbono orgánico (%CO) (Boaventura *et al.*, 1997; Nyanti *et al.*, 2012; Mirrasooli *et al.*, 2012; Karakassis *et al.*, 2000). Otra opción es el uso de organismos bentónicos, ya que muchas especies son de gran utilidad como bioindicadores de contaminación (Karaca & Pulatsü, 2003; Kendra, 1989).

Este tipo de análisis, combinados con el uso de isótopos estables, proporcionan una idea más completa del estado en el que se encuentra el ecosistema tanto del punto de vista fisicoquímico como biológico. Además, brindan la capacidad de definir si las alteraciones en el medio son debido a la presencia de la acuicultura, así como identificar las zonas que están bajo la influencia de los desechos que son generados por esta actividad (Phillips & Gregg, 2001, 2003; Vizzini & Mazzola, 2006; Lojen *et al.*, 2005; Yokoyama, 2010).

De este modo y tomando en cuenta la tendencia que presenta la acuicultura hacia el aprovechamiento de los cuerpos de agua disponibles, en el presente trabajo se espera generar información sobre la manera en que se dispersan los desechos provenientes de la UPA “El Vicenteño”, ubicada en el embalse de la P.C.R. San Rafael y su efecto sobre la zona de estudio.

Esto se logrará realizando una identificación de los desechos generados por la UPA dentro del ecosistema, mediante el uso de isótopos estables de carbono y nitrógeno y determinando si estos desechos se encuentran ejerciendo un impacto en el área de estudio mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos y biológicos.

Esta información puede servir como referencia para futuros estudios en cuerpos de agua similares, así como en el diseño de estrategias orientadas a la mitigación de los efectos de la actividad acuícola sobre el ecosistema, logrando de este modo, el desarrollo de una actividad más amigable y responsable con el medio ambiente.

II. ANTECEDENTES

Los isótopos mayormente utilizados en ecología son los del carbono (C), hidrógeno (H), oxígeno (O), nitrógeno (N) y azufre (S), esto debido a su abundancia en la naturaleza y a que se encuentran presentes en todo proceso biológico. Mientras que dentro de los estudios donde los isótopos estables son utilizados en la identificación de fuentes de MO, los isótopos más utilizados son los de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$). Esto se debe a que el uso combinado de firmas isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) puede ayudar a reducir la probabilidad de una confusión entre los desechos originados por diferentes fuentes que presenten firmas isotópicas similares (Salazar-Hermoso, 2007).

Un ejemplo del uso de isótopos estables en la identificación de la MO proveniente de la acuicultura en el medio ambiente es el realizado por Lojen *et al.* (2005), el cual se llevó a cabo en el Golfo de Aqaba. Los autores reportaron un aumento en la composición isotópica de los organismos filtradores localizados en una zona donde se encuentran presentes desechos provenientes de la actividad acuícola, en comparación con organismos que habitaban en una zona libre de descargas. Los mismos autores recomiendan el uso de ^{15}N como marcador y cuantificador de flujo generado por sistemas acuícolas a las comunidades de organismos presentes en dichas zonas.

Peterson (1999) menciona que la técnica de isótopos estables es muy eficaz en la evaluación de los efectos ocasionados por la actividad acuícola en el medio ambiente, esto debido a que permite describir la dispersión que tiene la MO a gran escala y no se limita a experimentos en micro o meso cosmos. Sin embargo, cuando los aportes de MO provienen de diferentes fuentes, la diferenciación entre estas se vuelve más complicada. Esto debido a que en muchas ocasiones las firmas isotópicas son demasiadas o muy parecidas entre ellas y no es posible una diferenciación entre las fuentes. Por lo que identificar la fuente de MO que está ejerciendo un mayor impacto se vuelve complicado y solo es posible determinar de una manera muy general, en el caso de estudios donde

se analizan los desechos generados por diversas actividades antrópicas, si está siendo afectada por la actividad humana.

Un ejemplo de lo mencionado por Peterson (1999) se puede observar en el estudio realizado por Vizzini & Mazzola (2006). Dichos autores encontraron que los desechos provenientes de aguas de drenaje y la actividad de varias UPA's en las costas de Sicilia eran indiferenciables entre ellos, por lo tanto se enfocaron en determinar el efecto de la actividad humana en la zona por medio del uso de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Vizzini & Mazzola (2006), encontraron que el efecto de la actividad humana en la zona se extendía hasta dos kilómetros a partir de la zona de descarga y fue apreciable en la composición isotópica del sedimento y los organismos bentónicos de la zona.

Por otro lado, Yokoyama *et al.* (2006) determinaron el efecto de los desechos de una UPA de peces marinos en los sedimentos de la zona adyacente al sistema de jaulas, encontrando que la MO en el sedimento estaba conformada principalmente por HF y AF no consumido. Esto se logró debido a que la firma isotópica de las diferentes fuentes de MO eran completamente diferentes una de otra. Así mismo, establecieron que la MO proveniente del sistema acuícola disminuía, conforme las estaciones estaban más alejadas al sistema, presentándose los efectos de ésta en el ambiente, hasta los 600 m de distancia.

Para el caso de cuerpos de agua dulce, el uso de isótopos estables en el análisis de la dispersión de MO es más eficiente, esto debido a que los AF utilizados en los cultivos están elaborados principalmente con productos obtenidos del mar y presentan firmas isotópicas muy diferentes a las encontradas en ecosistemas dulceacuícolas (Salazar-Hermoso, 2007; Grey *et al.*, 2004).

Salazar-Hermoso (2007), encontró una correlación entre las firmas isotópicas de los AF utilizados con las firmas isotópicas del músculo y HF de los organismos analizados, demostrando el potencial de las firmas isotópicas como trazadores de los desechos generados por la acuicultura. Sin embargo, Salazar-Hermoso (2007), al intentar rastrear la MO proveniente de una UPA de salmón

establecida en el lago Wolsey en Canadá, los resultados no fueron satisfactorios, atribuyendo esto a factores tales como un muestreo poco eficiente, la presencia de corrientes que pudieron transportar los desechos provenientes del cultivo a zonas que no fueron muestreadas y a una tasa de degradación elevada en la zona que permitió el cambio de la firma isotópica de la MO presente en el sedimento proveniente de la UPA.

Por otra parte, Grey *et al.* (2004), analizaron la utilidad de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para la determinación de la contribución que tiene el AF no consumido de una UPA de salmón en las comunidades de organismos cercanas a la zona. Los autores encontraron que tanto las comunidades planctónicas como bentónicas habían incorporado a su dieta el AF desechado por las jaulas de salmón el cual al ser degradado desprendía nutrientes, los cuales eran asimilados por el fitoplancton y de este modo incorporaban los nutrientes en la cadena alimenticia, así como fue el caso de otras especies como el “rutilo” (*Rutilus rutilus*), que se alimentaban directamente de los pellets provenientes de la UPA de salmón.

Para el caso de cultivos de tilapia, Gondwe *et al.* (2012) analizaron el flujo que presentaban los desechos provenientes de una UPA de tilapia (*O. karongae* y *O. shiranus*) en el área circundante. Gondwe *et al.* (2012) observaron, basándose en datos obtenidos antes y después de que la actividad acuícola comenzara en la zona, que la firma isotópica de los peces nativos había cambiado debido a la incorporación de los desechos de la UPA en la cadena alimenticia del lugar. Lo anterior no sucedió con el sedimento y organismos bentónicos, los cuales presentaron firmas isotópicas muy similares a las de los sitios de control, atribuyendo esto a la escasa tasa de sedimentación y a la capacidad del lago para dispersar los desechos.

En cuanto a la determinación de los efectos provocados por la acuicultura sobre un ecosistema, esto se puede llevar a cabo de diferentes maneras, una de ellas es mediante un análisis de la calidad del agua en las áreas adyacentes al cultivo. Nyanti *et al.* (2012), analizaron el impacto ocasionado por tres UPA's de tilapia en jaulas, con producciones anuales cercanas a las 744.1 toneladas

anuales, en la presa hidroeléctrica Batang Ai en Malasia. Estos autores reportan que los valores de DBO_5 en estos tres sitios varían entre 8.3 y 11.3 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y son significativamente más elevados en comparación con los de una zona control (6.7 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), localizada en un lugar alejado de las zonas de cultivo. Además, encontraron que este impacto se extendía hasta 100 metros a partir de las zonas de cultivo debido al transporte de los desechos provenientes de la UPA por parte de las corrientes de agua.

Con respecto al OD, Nyanti *et al.* (2012), reportaron un decremento en las concentraciones de OD conforme aumenta la profundidad, registrando concentraciones de $\sim 8.45 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en superficie y de $\sim 0.26 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en el fondo. Además, a 10 metros de profundidad en la zona cercana al cultivo (10 m), las concentraciones llegaron a ser menores a 5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, concentración mínima requerida para mantener la vida acuática según los criterios ecológicos para la calidad de agua (CECA, 1989). Esta situación puede llegar a ser perjudicial tanto para los organismos presentes en el fondo como para los organismos en el cultivo, ya que ante un fenómeno de surgencias, el agua de fondo con bajas concentraciones de OD puede ser transportada a la superficie, afectando a los organismos presentes en las jaulas.

Por otro lado, Boaventura *et al.* (1997), evaluaron el efecto de tres UPA's de trucha, cada una ubicada en un río diferente y con diferentes volúmenes de producción anual: (1) 15 $\text{ton}\cdot\text{año}^{-1}$ y 50 - 100 kg de AF·día⁻¹, (2) 55 $\text{ton}\cdot\text{año}^{-1}$ y 450 - 500 kg de AF·día⁻¹ y (3) 500 $\text{ton}\cdot\text{año}^{-1}$ y 3,500 – 4,000 kg de AF·día⁻¹. Esto lo lograron analizando la calidad del agua (DBO_5 , OD y pH) antes de que pasara por el sistema de jaulas (agua de entrada) y después de atravesar la zona de cultivo (agua de salida). Estos autores encontraron que la actividad acuícola afectaba la calidad del agua después de que esta pasaba por la zona de cultivo, provocando que los valores de DBO_5 aumentaran y los de OD disminuyeran significativamente con respecto al agua de entrada, mientras que el pH no presentó diferencias significativas (Tabla 1).

Dentro del mismo estudio, Boaventura *et al.* (1997), reportan que la intensidad de los efectos ocasionados por la actividad acuícola variaban según los niveles de producción de la UPA, siendo las UPA's con producciones anuales mayores (las cuales requieren mayores cantidades de AF diario), donde se reportaron las más grandes diferencias entre los valores de DBO₅, OD y pH en el agua de salida y el agua de entrada (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de DBO₅, OD y pH, para cada una de las UPA en el estudio de Boaventura *et al.* (1997).

UPA	Agua de entrada			Agua de salida		
	DBO ₅ (mg·l ⁻¹)	OD (mg·l ⁻¹)	pH	DBO ₅ (mg·l ⁻¹)	OD (mg·l ⁻¹)	pH
1	1.1 ± 0.3	10.8 ± 0.8	6.5 ± 0.5	2.0 ± 0.6	9.5 ± 0.3	6.3 ± 0.3
2	1.3 ± 0.2	11.1 ± 1.1	6.1 ± 0.5	3.1 ± 1.2	10.5 ± 0.9	6.2 ± 0.3
3	1.6 ± 0.4	10.8 ± 0.6	6.1 ± 0.3	15.6 ± 8.4	8.4 ± 0.5	6.1 ± 0.2

Mirrasooli *et al.* (2012), realizaron un estudio sobre el impacto de los efluentes provenientes de una UPA de trucha en la calidad del agua de un río en Irán. Estos autores utilizaron parámetros como pH, OD, conductividad, fosfatos, nitritos y nitratos como indicadores de la calidad del agua del río. Mirrasooli *et al.* (2012), encontraron que los únicos parámetros que presentaban alteraciones debido a la actividad acuícola eran conductividad, fosfatos y nitratos, los cuales mostraron un incremento en las estaciones localizadas agua abajo después de la zona donde se ubica la UPA, mientras que los valores de nitritos se comportaron de manera opuesta. Para el caso del pH y OD no se encontraron diferencias significativas entre las diferentes estaciones, con valores que oscilaron entre 8.72 ± 0.31 y 8.32 ± 0.21 para pH y 8.13 y 9.6 mg·l⁻¹ para OD.

Aunado a los parámetros fisicoquímicos del agua, otro método utilizado en la evaluación de los efectos de la actividad acuícola sobre el ecosistema es el estudio de comunidades bentónicas. Karaca & Pulatsü (2003), estudiaron el efecto de una unidad de producción de trucha arcoíris sobre una comunidad béntica conformada por organismos pertenecientes a cinco clases (Pelecypoda, Gastropoda, Oligocheata, Insecta y Crustacea). Karaca & Pulatsü (2003) tomaron

muestras de sedimento en el lugar donde se encontraban las jaulas así como a 15 y 60 metros de distancia de ellas. Los autores encontraron que la abundancia de organismos bentónicos era mayor en la estación cercana a las jaulas con respecto a las demás estaciones y que los organismos encontrados debajo de las jaulas pertenecían a los géneros Pelecypoda (54 %), Chironomus (34 %) y Tubifex (11 %), de los cuales los dos últimos son conocidos por su tolerancia a ambientes con contaminación orgánica.

Zhou (2012) realizó un análisis de las variaciones temporales del macrobentos de una bahía. Zhou (2012) encontró que la presencia de una UPA de peces ejercía un efecto sobre la comunidad macrobéntica, ocasionando que los valores de densidad de organismos invertebrados, en la estación ubicada en la UPA de peces, presentara variaciones temporales considerables con respecto a una estación control. Además, al igual que Karaca & Pulatsü (2003), encontraron la presencia de organismos oportunistas, en este caso del poliqueto *Lysilla pacifica*. Estos resultados permiten observar los cambios que puede llegar a sufrir el bentos debido al aporte de MO proveniente de la acuicultura y a la creación de zonas donde solamente organismos adaptados a ambientes contaminados puedan sobrevivir.

III. JUSTIFICACIÓN

La P.C.R. San Rafael fue seleccionada para realizar este trabajo debido a que se trata de un sistema pequeño en comparación con otros cuerpos de agua y a que en ella actualmente se encuentra operando una UPA, con una producción anual de 18 toneladas y posibilidades de expandirse en el futuro. Además de esto, dentro del embalse no se cuenta con ninguna otra actividad humana que aporte desechos al ecosistema en cantidades significativas.

Lo mencionado anteriormente, hace que la P.C.R. San Rafael sea un escenario adecuado para realizar una evaluación de la eficacia del uso combinado de isótopos estables y parámetros como DBO_5 , pH, OD, %CO, así como organismos bentónicos, en el análisis de la dispersión de la MO proveniente de una UPA en ambientes dulceacuícolas, así como del impacto ejercido por la actividad acuícola en el ecosistema.

El presente estudio se encuentra dividido en dos secciones, una que se encarga de determinar si la acuicultura está ejerciendo algún impacto en el ecosistema y otra que se encarga de identificar los desechos generados por la UPA dentro del ecosistema.

Además, debido a que no existe información sobre el uso de isótopos estables en la identificación de desechos provenientes de la acuicultura en cuerpos de agua mexicanos, el presente trabajo proporcionará información que sirva como referencia para futuros estudios en cuerpos de agua similares al de la P.C.R. San Rafael y ayudará a realizar una decisión más informada sobre las posibilidades de expansión de la UPA "El Vicenteño".

IV. HIPÓTESIS

- 1.** El aporte de material orgánico proveniente de la unidad de producción acuícola (alimento formulado y heces fecales), será mayor en las estaciones cercanas a las jaulas y disminuirá conforme la distancia con respecto a las jaulas de tilapia sea mayor.
- 2.** Los efectos, tanto fisicoquímicos como biológicos, provocados por la actividad acuícola presente en la zona, serán más evidentes en las estaciones cercanas a las jaulas de tilapia y disminuirán conforme las estaciones se alejen de la unidad de producción acuícola.

V. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general:

Evaluar la dispersión del material orgánico proveniente del cultivo de tilapia en el ecosistema mediante el uso de isotopos estables ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) y determinar si la actividad acuícola está ejerciendo un efecto sobre la calidad del agua y del sedimento dentro del área de estudio.

Objetivos particulares:

1. Determinar la firma isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) de la materia orgánica proveniente del cultivo de tilapia, así como del material orgánico sedimentario y particulado del área de estudio, delimitando el área en la cual se dispersa la materia orgánica generada por el cultivo de tilapia.
2. Definir si la actividad acuícola está ejerciendo algún efecto sobre el área de estudio mediante la evaluación de parámetros fisicoquímicos en el sedimento y la columna de agua.
3. Evaluar si los desechos provenientes de la acuicultura tienen un efecto sobre la población de caracoles dentro del área de estudio.

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Área de estudio

La P.C.R. San Rafael cuenta con aproximadamente 17 km de longitud y una superficie de 375 ha, está ubicada a 60 kilómetros de la capital del estado de Nayarit, entre las coordenadas $21^{\circ}47'05''$ y $21^{\circ}47'53''$ N y $104^{\circ}51'15''$ y $104^{\circ}56'08''$ O, sobre el cauce del río Santiago aguas abajo de la C.H. Aguamilpa Solidaridad (Fig. 1) (Dames & Moore de México, 2007).

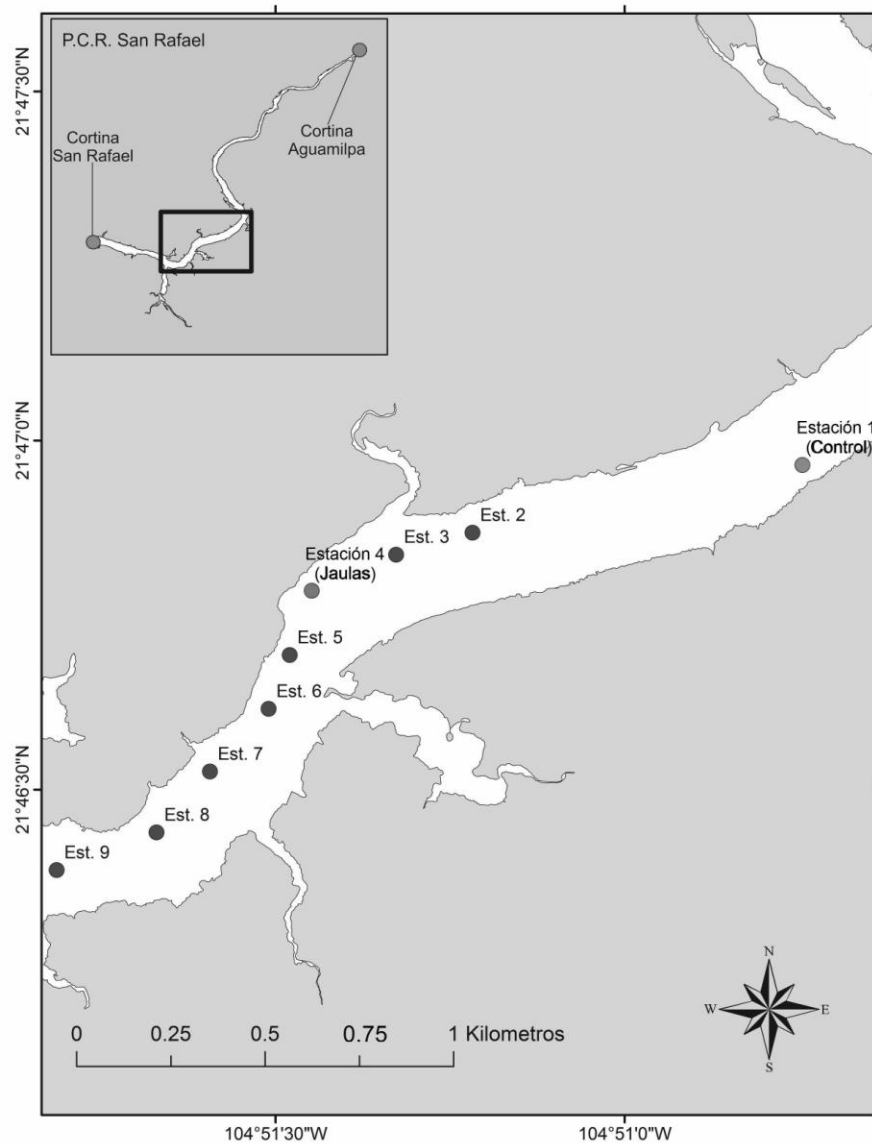


Figura 1. Área de estudio y posición de las estaciones de muestreo dentro del embalse de la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

La P.C.R. San Rafael controla las descargas de la casa de máquinas de la C.H. Aguamilpa Solidaridad con la finalidad de suministrar agua para riego en la parte baja del río Santiago, así como también conservar un flujo continuo en el caudal del mismo para regularizar la zona estuarina y en las lagunas costeras asociadas, preservando las condiciones ambientales de la región (Dames & Moore de México, 2007).

Dentro del embalse de la P.C.R. San Rafael se llevan a cabo actividades como la agricultura, pesca y acuicultura, esta última es desarrollada por la SCPR "El Vicenteño". Dicha sociedad cooperativa cuenta con una UPA constituida por 50 jaulas de 2.43 x 2.43 x 1.5 metros, con alrededor de 900-1100 organismos por jaula y presenta producciones anuales de hasta 12 toneladas de tilapia (*Oreochromis niloticus*) (Fig. 2).

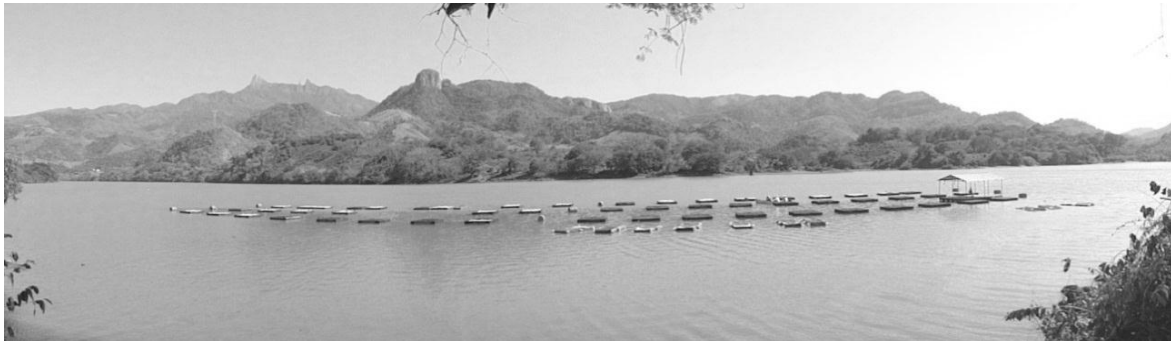


Figura 2. Vista panorámica de la UPA "El Vicenteño" ubicada dentro de la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

6.2. Selección de sitios de muestreo

Las estaciones de muestreo se colocaron con respecto a la posición de las jaulas y la dirección de la corriente, esta última corre de noreste a suroeste la mayor parte del día. Sin embargo, durante las tardes cuando los vientos soplan de suroeste a noreste, ocasionan que las masas de agua superficiales sean movidas en sentido contrario a la corriente (suroeste a noreste). Con base en esto, las estaciones de muestreo quedaron situadas de la siguiente manera (Fig. 1):

- **Estación 1 (Control):** Ubicada agua arriba a 1.25 km de la zona donde se encuentra las jaulas de tilapia.

- **Estaciones 2 y 3:** Localizadas a 0.30 y 0.15 km agua arriba, respectivamente, con respecto a las jaulas.
- **Estación 4 (Jaulas):** Ubicada en la zona donde están las jaulas del cultivo de tilapia.
- **Estaciones 5, 6, 7, 8 y 9:** Ubicadas a 0.15, 0.30, 0.50, 0.75 y 1.00 km agua abajo, respectivamente, a partir de donde se encuentran las jaulas.

6.3. Toma de muestras

Se realizaron dos muestreos con la finalidad de realizar una comparación entre las condiciones de la zona de estudio durante los periodos de alta y baja producción de la UPA “El Vicenteño”. El muestreo 1 se llevó a cabo antes de la cosecha de tilapia el 22 de febrero del 2013, cuando las 50 jaulas de la sociedad acuícola se encontraban bajo condiciones operativas de cultivo. El muestreo 2 se realizó después de la cosecha, durante el 15 de mayo del mismo año, cuando solo cuatro jaulas se encontraban en operación.

Agua

Las muestras de agua necesarias para obtener el material orgánico particulado (MOP) y realizar los análisis representativos de la columna de agua fueron obtenidas utilizando una manguera equipada con válvulas en los extremos. Para obtener la muestra de agua la manguera fue introducida en el agua para posteriormente cerrar la válvula que se encuentra en superficie, creando vacío y atrapando el agua que se encuentra dentro de la manguera. Esto se repitió hasta obtener aproximadamente 10 litros de agua, la cual fue almacenada en contenedores a 4 °C hasta su análisis dentro de las siguientes 24 horas.

Adicionalmente, en cada uno de los sitios de muestreo se registraron los valores de pH, OD y temperatura en intervalos de dos metros (0, 2, 4, 6, 8, 10 y 12 metros) hasta llegar al fondo. Las mediciones se realizaron con una sonda Hach Hydrolab modelo DS5X, la cual fue calibrada antes de cada muestreo.

Sedimento

Se recolectaron tres muestras de sedimento de 20 gramos para la realización de los análisis isotópicos, de granulometría y %CO utilizando una draga tipo Ekman. Los primeros cinco centímetros de la capa superficial de sedimento fueron depositados en bolsas plásticas, las cuales fueron transportadas a 4 °C al laboratorio donde fueron almacenadas a -20 °C hasta el momento de su procesamiento, el cual no excedió los siete días.

Caracoles

Una vez que las muestras de sedimento fueron recolectadas, se procedió a determinar el volumen de la muestra con ayuda de un recipiente graduado. Posteriormente de haber determinado el volumen del sedimento y debido a que los caracoles de interés en el presente estudio pertenecen al macrobentos (> 1 mm o 1000 µm), el sedimento se pasó por un tamiz de 300 µm con la finalidad de separar los caracoles que pudieran encontrarse en él.

Heces fecales

Las HF de los peces se encontraron flotando dentro de las jaulas, debido a esto solo fue necesario utilizar una red de 250 µm para su recolección. Posteriormente, fueron almacenadas a 4 °C hasta llegar al laboratorio donde fueron almacenadas a -20 °C hasta el momento de ser procesadas dentro de los siete días posteriores al muestreo.

Alimento formulado

Se recolectaron muestras de cada uno de los diferentes tipos de AF utilizados en la UPA “El Vicenteño” (crecimiento, desarrollo y engorda) (Tabla 2) y fueron almacenadas en bolsas plásticas selladas hasta el momento de ser procesadas dentro de los siete días posteriores al muestreo.

Tabla 2. Información de los análisis bromatológico e ingredientes de los tipos de los AF utilizados durante el cultivo (a excepción de crecimiento del cual no se obtuvo información) obtenidos del fabricante (WinFish de Zeigler).

Desarrollo		Engorda	
Proteína	35	Proteína	30
Grasas	6	Grasas	5
Fibra	6	Fibra	6
Ceniza	10	Ceniza	10
Humedad	12	Humedad	12
ELN	31	ELN	37
Ingredientes:			
Harina de pescado			
Pastas oleaginosas			
Canola y soya			
Sub productos de trigo, maíz y sorgo			
Aceite de pescado			
Vitaminas A, C, D, E y B12			

6.4. Procesamiento de las muestras

El material utilizado durante el procesamiento de las muestras (mortero, pistilo, pinzas, espátulas, etc.) fue previamente lavado en un baño de ácido clorhídrico y enjuagado con agua desionizada antes de ser utilizado.

Agua

Las muestras de agua fueron divididas en dos alícuotas. La primer alícuota de seis litros, fue destinada a la obtención del MOP para su análisis isotópico. Esta última, fue almacenada en un recipiente de plástico hasta llegar a tierra (20 minutos).

Una vez en tierra, las muestras destinadas a la obtención del MOP, fueron pre-filtrada con un filtro de 200 μm con la finalidad de retener desechos de plantas que pudieran estar presentes en la muestra. Una vez que las muestras fueron pre-filtradas, eran pasadas por un sistema de filtración al vacío con un equipo Millipore, utilizando un filtro Whatman GF/F de fibra de vidrio (abertura nominal de poro de 0.45 μm , diámetro de 47 mm), el cual fue precalcinado por 30 minutos a 550 °C, con la intención de remover la MO que pudiera estar presente en el filtro,

lo anterior fue realizado en un lapso no mayor a 4 horas con la finalidad de que el MOP no sufriera alteraciones debido a procesos de degradación. Los filtros fueron conservados a 4 °C hasta llegar al laboratorio.

Una vez en el laboratorio, los filtros fueron divididos en dos partes (1) una para la determinación de NT y $\delta^{15}\text{N}$. La segunda (2), para la determinación del porcentaje del COT y $\delta^{13}\text{C}$, esta última tuvo que ser acidificada con ácido clorhídrico 2M con la finalidad de eliminar los carbonatos que pudieran estar presentes y dejar solamente el carbono biodisponible.

El proceso de acidificación consiste en dos partes, (1) agregar ácido clorhídrico a la muestras hasta que haya un cese en el burbujeo. Una vez que el burbujeo se detiene, la muestra es centrifugada y el sobrenadante es retirado y (2) se agrega agua desionizada a las muestras para enjuagar los remanentes de ácido y se agitan en un mezclador de vórtice. Posteriormente son centrifugadas y el sobrenadante es retirado. La segunda parte es repetida hasta que el sobrenadante es transparente.

Ambas partes del filtro (acidificada y no acidificada) fueron liofilizadas y molidas en un polvo muy fino utilizando mortero y pistilo. La segunda alícuota, de 1.5 litros fue destinada para la determinación de DBO_5 y fue almacenada en una botella de plástico a 4 °C hasta el momento de su análisis (dentro de las 24 horas posteriores a su colecta).

Sedimento

Las muestras de sedimento fueron divididas en tres partes, una destinada para granulometría, que solamente fue secada en el horno a 60°C, otra parte para la determinación de CO y por ultimo una parte destinada al análisis isotópico del MOS.

Las muestras utilizadas en la determinación de CO fueron liofilizadas y maceradas hasta formar un polvo fino el cual fue utilizado posteriormente durante el análisis.

Las muestras destinadas al análisis isotópico fueron divididas en dos partes, una para la determinación del porcentaje de COT y el $\delta^{13}\text{C}$ y la segunda, para la determinación de NT y el $\delta^{15}\text{N}$. Al igual que con las muestras de agua, la primera parte debió ser sometida a tres fases de acidificación con ácido clorhídrico 2M. Posteriormente fueron enjuagadas con agua desionizada y liofilizadas de nueva cuenta. La segunda parte se mantuvo tal cual y ambas partes (acidificadas y no acidificadas) volvieron a ser maceradas hasta obtener un polvo fino.

Heces fecales

Las HF fueron liofilizadas y molidas utilizando un mortero y pistilo hasta formar un polvo muy fino, mismo que fue almacenado en tubos Falcon de 20 ml con taparosca hasta el momento de su análisis.

Alimento formulado

Las muestras de AF, previamente congeladas, fueron liofilizadas y maceradas hasta formar un polvo fino utilizando un mortero y pistilo, posteriormente fueron almacenadas en tubos Falcon de 20 ml con taparosca hasta el momento de su análisis.

6.5. Análisis de las muestras

El análisis isotópico fue realizado en el Departamento de Ciencias de la Tierra y el Mar (DiSTeM por sus siglas en italiano) de la Universidad de Palermo, Italia.

Los análisis de DBO_5 , caracoles y %CO fueron realizados en el Laboratorio de Química y Productividad Acuática (LQyPA) del CIAD Unidad Mazatlán.

Mientras que los análisis de granulometría, fueron realizados en el Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología del ICMYL-Unidad Académica Mazatlán.

Análisis isotópico

Las muestras de sedimento, AF, HF y los filtros con el MOP previamente pulverizados, fueron pesadas en una balanza microelectrónica Sartorius modelo Semi Micro ME235S con una precisión de 0.01 mg, para luego ser empaquetadas en capsulas de estaño y realizar la conversión en CO₂ y N₂ en un analizador elemental (ThermoElectron, EA1112), el cual se encuentra acoplado a un espectrómetro de masa para isótopos estables (ThermoElectron, Delta Plus XP) mediante una interface (Thermo-Electron, Confio II).

La relación isotópica de las muestras fue obtenida mediante la siguiente formula:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ o } \delta^{15}\text{N} \text{ ‰} = \frac{R_{muestra}}{R_{estandar}} - 1 \times 10^3 \quad (1)$$

Dónde:

$R_{muestra}$, proporción de ¹³C/¹²C o ¹⁵N/¹⁴N de la muestra.

$R_{estandar}$, proporción de ¹³C/¹²C o ¹⁵N/¹⁴N del estándar.

El estándar utilizado para el carbono fue el Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB), el cual presenta una relación isotópica ¹³C/¹²C de 0.0112372, mientras que para el caso del nitrógeno es el nitrógeno atmosférico, que presenta una relación isotópica ¹⁵N/¹⁴N de 0.0036765 (Michener & Lajtha, 2007).

Los valores son multiplicados por 10³ debido a que las variaciones naturales de isótopos pesados con respecto a los isótopos ligeros son apreciables en porcentajes con cuatro cifras decimales y realizando esta multiplicación se amplifican las pequeñas diferencias entre las muestras y los estándares.

Demanda bioquímica de oxígeno

La determinación de la DBO_5 se realizó con base en una modificación de la metodología sugerida por Clesceri *et al.* (1998), la técnica determina la cantidad de OD requerido para la degradación de la MO presente en el agua mediante procesos biológicos y de oxidación de la materia. Esto se hace calculando la diferencia entre la concentración de OD inicial y la concentración de OD al cabo de cinco días de incubación a 20 °C. La modificación a la técnica consiste en determinar las concentraciones de OD utilizando una sonda Hach Hydrolab modelo DS5X y no mediante el método de Winkler, esto debido a que después de realizar una serie de experimentos en laboratorio se determinó que los valores de OD obtenidos mediante la sonda, presentaban una menor variabilidad que los obtenidos mediante el método de Winkler.

Caracoles

Los caracoles colectados fueron contados e identificados hasta el nivel de Género utilizando la clave genérica para la identificación de Gastrópodos de agua dulce en México (Burch & Cruz-Reyes, 1987). Dicha clave genérica fue proporcionada por la Dra. Edna Naranjo García del Departamento de Zoología en el Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México.

La densidad de organismos fue expresada en número de organismos por litro ($Org \cdot l^{-1}$) y fue calculada con la siguiente formula:

$$\text{Densidad (Org} \cdot \text{l}^{-1}\text{)} = \frac{N}{V} \quad (2)$$

Dónde:

N, número de organismos.

V, volumen de sedimento en litros.

Granulometría

Se utilizó un equipo de dispersión láser (Malvern Mastersizer 2000E) para el análisis granulométrico. Esta técnica determina la distribución de tamaños de grano midiendo la variación angular de la intensidad de la luz dispersa mientras un rayo láser atraviesa una muestra de partículas dispersas. Partículas grandes dispersan luz en ángulos pequeños en relación con el haz del láser, mientras que partículas pequeñas dispersan la luz en ángulos grandes (Fig. 3) (Malvern Instruments Limited, 2012).

Los datos de intensidad de dispersión angular se analizan para calcular el tamaño de las partículas responsables de crear el patrón de dispersión utilizando la teoría de Mie de la dispersión de la luz. El tamaño de partícula se registra como el diámetro de una esfera con volumen equivalente (Malvern Instruments Limited, 2012).

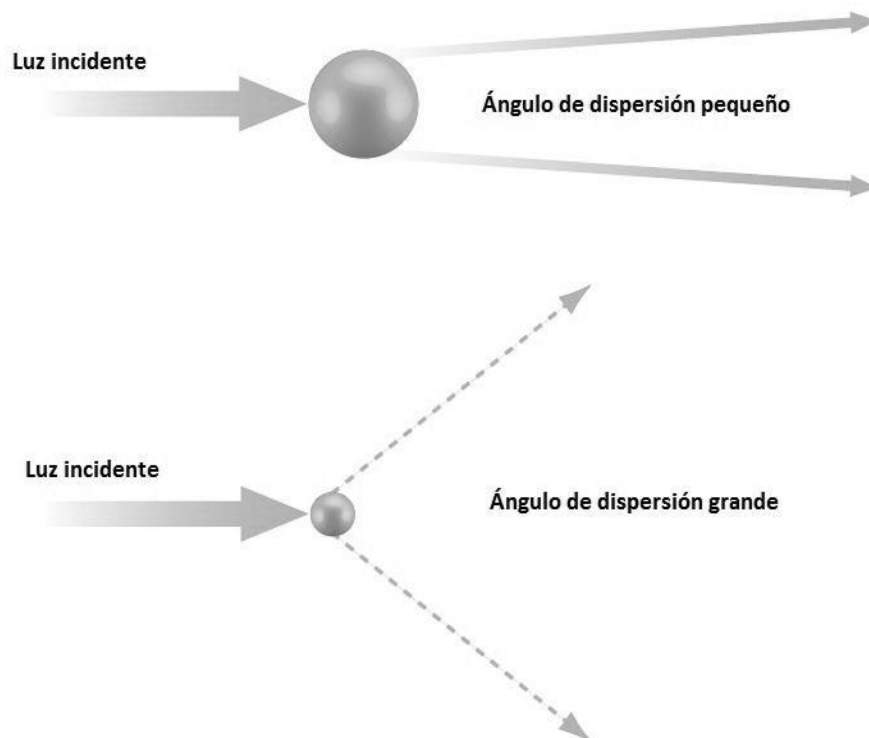


Figura 3. Dispersión de luz en partículas grandes y pequeñas, tomada de Malvern Instruments Limited (2012).

Los resultados obtenidos mediante esta técnica fueron el porcentaje de arenas (63.00 μm -1000.00 μm), limos (2.00 μm -63.00 μm) y arcillas (0.10 μm -2.00 μm).

Carbono orgánico

El contenido de MO en las muestras fue expresado como %CO, este fue cuantificado mediante el método de combustión húmeda de Walkley-Black, el cual consiste en oxidar el material con una solución de dicromato de potasio estandarizada, utilizando el calor producido por la dilución de ácido sulfúrico concentrado en la solución crómica.

La determinación del %CO se realiza valorando por retroceso la cantidad de dicromato que no ha sido reducido por la MO, con una solución de sulfato ferroso y utilizando como indicador difenilamina (Loring & Rantala, 1977).

El %CO se calcula determinando la cantidad de mili equivalentes de dicromato que son oxidados por el carbono orgánico y multiplicándola por un factor que considera la transformación de mili equivalentes de carbono a gramos y el porcentaje de carbono oxidado durante la reacción (aproximadamente 77%), esto mediante la siguiente formula:

$$\%CO = \frac{N_1 V_1 - N_2 T}{P.S.} \times 0.39 \quad (3)$$

Dónde:

N_1 , normalidad del dicromato de potasio.

V_1 , volumen de dicromato usado en ml.

N_2 , normalidad del sulfato ferroso amoniacal.

T, volumen del sulfato ferroso amoniacal usado para titular.

P.S., peso del material en gramos.

N_1V_1 , cantidad total de mili equivalentes de dicromato de potasio usados.

N_2T , mili equivalente de dicromato en exceso.

$N_1V_1 - N_2T$, mili equivalentes de dicromato de potasio que oxidó el carbono orgánico.

6.6. Análisis estadístico

Isótopos estables

El porcentaje de aporte de cada una de las fuentes de MO a la mezcla de MOS por estación, se obtuvo mediante la resolución de un modelo de mezcla de tres componentes en el programa MixSIR. Al modelo se incorporaron los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de las fuentes de MO (AF, MOS_{nat} y MOP_{nat}). De este modo, mediante estadística bayesiana y el uso del algoritmo de Hillborn “Sampling-Importance-Resampling” (SIR), el software (MixSIR) determina la proporción con la que cada fuente de MO contribuye a la mezcla (Moore & Semmens, 2008) y se estimaron las contribuciones en cada una de las estaciones de estudio.

Parámetros fisicoquímicos y caracoles

Los datos correspondientes a DBO_5 , OD, pH, temperatura, caracoles y %CO, fueron sometidos a pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Cochran). Los datos que no presentaron una distribución normal ni eran homocedásticos, fueron transformados mediante logaritmo natural, esto con la finalidad de disminuir la varianza entre los datos y que se normalizaran. Una vez que la transformación fue realizada, los datos fueron sometidos nuevamente a las pruebas de normalidad y homocedasticidad.

Los datos que no pudieron ser normalizados fueron analizados mediante un análisis de varianza en rangos de Kruskal-Wallis. En caso de encontrar diferencias significativas entre las estaciones, era aplicado un análisis de comparaciones

múltiples. Además, mediante una prueba de Mann-Whitney, se determinaba si las medias de los muestreos 1 y 2 eran diferentes entre sí.

En el caso de datos que si pudieron ser normalizados, se aplicó un ANOVA de dos vías. Esto con la finalidad de analizar el efecto que tienen los factores estación, muestreo y la interacción de ambos sobre los datos. Posteriormente, en caso de haber obtenido diferencias significativas, se aplicó una prueba post hoc de Fisher.

Los datos que presentaban una distribución normal y no eran homocedásticos, también fueron sometidos a un ANOVA de 2 vías, esto debido a que la robustez del método no se ve comprometida por la heterocedasticidad cuando el tamaño de las muestras es igual.

VII.RESULTADOS

7.1. Isótopos estables

Fuentes de materia orgánica

La zona de estudio no cuenta con asentamientos urbanos o actividad industrial que pudieran afectar la composición del MOS y MOP. Tomando en cuenta lo anterior, las fuentes de MO a considerar dentro del presente estudio fueron, AF, HF, MOP natural (MOP_{nat}) y MOS natural (MOS_{nat}). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ del AF y HF fueron obtenidos de las muestras recolectadas de la UPA “El Vicenteño”, mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ para el MOP_{nat} y el MOS_{nat} fueron obtenidos del MOP y MOS de la estación “Control”.

Alimento Formulado

Durante el muestreo 1, el cultivo se encontraba dividido en cuatro tallas de peces, cada una alimentada con una combinación de AF y una frecuencia de alimentación diferente a las demás (Tabla 3). En total, para 50 jaulas en operación y una población aproximada de 49,000 peces, fueron suministrados alrededor de 347 kg de AF por día. La combinación Crecimiento (+) – Desarrollo representó el 8 % del alimento suministrado durante el primer muestreo, Crecimiento - Desarrollo (+) el 22 %, Desarrollo el 24 % y Desarrollo (+) – Engorda el 46 % (Tabla 3).

Tabla 3. Datos sobre el AF suministrado al cultivo de tilapia localizado en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 1 (22/02/13), cantidad, peso de los organismos, frecuencia de alimentación, no. de jaulas y no. de peces por jaula.

Combinación de AF	Cantidad (g)**	Peso del pez (g)	Alimentación (No. de veces por día)	No. de jaulas	Peces por jaula
Desarrollo	2500	250-270	3	12	900
Crecimiento - Desarrollo (+)	250/2000	180-200	3	11	1100
Crecimiento - Desarrollo (+)	500/2000	31-60	3	4	900
Engorda - Desarrollo (+)	2000/1500	350-400	2	23	900

(+) Indica el tipo de AF que más aportó a la mezcla

** Cantidad de alimento proporcionado por día.

Con base en el número de jaulas y la cantidad de AF que era suministrada por cada combinación de AF (Tabla 3), se determinó el porcentaje de cada uno de los tipos de AF (crecimiento, desarrollo y engorda) que era suministrado diariamente. El tipo de AF Crecimiento (2.4mm) representó ~9 % del AF proporcionado, Desarrollo (3.5mm) ~71 % y Engorda (5.5mm) ~19 % (Tabla 3).

Se determinaron los valores de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %C, %N y C/N de los diferentes tipos de AF utilizados y de las HF pertenecientes a los diferentes grupos de peces encontrados (Tabla 4).

Tabla 4. Valores de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %C, %N y C/N de los diferentes tipos de AF utilizados en el cultivo de tilapia localizado en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, así como de las HF de dichos organismos durante el muestreo 1 (22/02/13).

Tipo	Muestra	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	%N	%C	C/N
Alimento	Crecimiento (2.4mm)	6.4	-21.0	4.6	35.2	7.7
	Crecimiento (2.4mm)	6.3	-20.8	4.3	34.4	8.0
	Desarrollo (3.5mm)	4.3	-24.2	4.7	34.4	7.4
	Desarrollo (3.5mm)	4.7	-24.4	5.2	37.5	7.3
	Desarrollo (3.5mm)	4.9	-24.5	4.7	36.1	7.6
	Desarrollo (3.5mm)	4.7	-24.5	4.7	36.0	7.7
	Engorda (5.5mm)	4.8	-23.3	4.1	34.7	8.4
Heces	Desarrollo	4.8	-24.8	1.6	30.0	18.7
	Crecimiento - Desarrollo (+)	5.8	-24.1	1.8	24.0	13.7
	Crecimiento - Desarrollo (+)	5.2	-24.5	1.7	24.7	14.6
	Engorda - Desarrollo (+)	4.9	-24.6	1.6	28.4	17.6

(+) Indica el tipo de AF que más aportó a la mezcla.

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ del AF fueron distribuidos con base en el porcentaje de aporte de cada uno de los tipos de alimento, tanto para el muestreo 1 como para el muestreo 2. A partir de esta suma ponderada se determinó un valor promedio y su desviación estándar para ambos isótopos estables.

Para el caso del muestreo 1 los cálculos fueron realizados de la siguiente manera:

$$\delta^{15}\text{N} = (\delta^{15}\text{N Crecimiento 1} * 0.02) + (\delta^{15}\text{N Crecimiento 2} * 0.02) + (\delta^{15}\text{N Desarrollo 1} * 0.19) + (\delta^{15}\text{N Desarrollo 2} * 0.19) + (\delta^{15}\text{N Desarrollo 3} * 0.19) + (\delta^{15}\text{N Engorda} * 0.19)$$

$$\text{Desarrollo 4} * 0.19) + (\delta^{15}\text{N Engorda} * 0.19) = 0.13 + 0.13 + 0.80 + 0.90 + 0.94 + 0.91 + 0.93 = \mathbf{4.8 \text{ ‰}}$$

$$\delta^{13}\text{C} = (\delta^{13}\text{C Crecimiento 1} * 0.02) + (\delta^{13}\text{C Crecimiento 2} * 0.02) + (\delta^{13}\text{C Desarrollo 1} * 0.19) + (\delta^{13}\text{C Desarrollo 2} * 0.19) + (\delta^{13}\text{C Desarrollo 3} * 0.19) + (\delta^{13}\text{C Desarrollo 4} * 0.19) + (\delta^{13}\text{C Engorda} * 0.19) = -0.42 + -0.42 + -4.63 + -4.68 + -4.70 + -4.70 + -4.53 = \mathbf{-24.1 \text{ ‰}}$$

Los cálculos del $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ correspondientes al AF suministrado durante el muestreo 2 se realizaron de una manera diferente, ya que en el tiempo comprendido entre los muestreos 1 y 2, los peces que se encontraban en las jaulas fueron cosechados, a excepción de 4 jaulas correspondientes a las jaulas que contenían organismos de 31-60 g de peso durante el muestreo 1. Estos organismos ahora representaban el 100 % de la producción y fueron mantenidos mientras se realizaba la siembra de la siguiente producción, siendo alimentados únicamente con el AF desarrollo.

Debido a esto, el valor de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ del AF utilizado durante el muestreo 2 fue calculado con base en nuevas proporciones, mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ utilizados en los cálculos fueron los mismos que en el muestreo 1, ya que al ser de la misma marca no presentaban gran variabilidad entre un lote y otro. Los cálculos se realizaron de la siguiente manera:

$$\delta^{15}\text{N} = (\delta^{15}\text{N Desarrollo 1} * 0.25) + (\delta^{15}\text{N Desarrollo 2} * 0.25) + (\delta^{15}\text{N Desarrollo 3} * 0.25) + (\delta^{15}\text{N Desarrollo 4} * 0.25) = 1.07 + 1.17 + 1.22 + 1.19 = \mathbf{4.7 \text{ ‰}}$$

$$\delta^{13}\text{C} = (\delta^{13}\text{C Desarrollo 1} * 0.25) + (\delta^{13}\text{C Desarrollo 2} * 0.25) + (\delta^{13}\text{C Desarrollo 3} * 0.25) + (\delta^{13}\text{C Desarrollo 4} * 0.25) = -6.05 + -6.11 + -6.13 + -6.13 = \mathbf{-24.1 \text{ ‰}}$$

De esta manera, los valores generales de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ para el AF después de obtener el promedio de ambos muestreos fueron de $4.7 \pm 0.72 \text{ ‰}$ para $\delta^{15}\text{N}$ y $-24.2 \pm 1.43 \text{ ‰}$ para $\delta^{13}\text{C}$.

Heces Fecales

Las HF fueron clasificadas con base al peso de los peces y al tipo de AF que les era suministrado, el cual dependía de la etapa de crecimiento en la que se encontraban. Sin embargo, debido a que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de las HF no presentaron un fraccionamiento isotópico significativo en comparación con los valores de AF (Tabla 4), no fueron consideradas como una fuente de MO y solo se tomó en cuenta al AF.

Material Orgánico Sedimentario

Los valores (Promedio \pm D.E.) de $\delta^{15}\text{N}$ (5.7 ± 0.8 ‰) y $\delta^{13}\text{C}$ (-27.1 ± 0.2 ‰) del MOS_{nat} se obtuvieron calculando el promedio y la desviación estándar de los valores obtenidos en la estación “Control” durante el muestreo 1 y 2 (Tabla 5).

Material Orgánico Particulado

Los valores (Promedio \pm D.E.) de $\delta^{15}\text{N}$ (9.0 ± 1.6 ‰) y $\delta^{13}\text{C}$ (-28.8 ± 0.6 ‰) del MOP_{nat} fueron calculados obteniendo el promedio y desviación estándar de los datos obtenidos para las estación “Control” durante los muestreos 1 y 2 (Tabla 5).

Sedimento

Muestreo 1

Los valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ (promedio \pm D.E.) para MOS fueron de 5.9 ± 0.7 ‰ y -27.1 ± 0.2 ‰ respectivamente (Tabla 5). Los resultados que arrojó el programa MixSIR sobre el porcentaje de aporte de cada una de las fuentes de MO a la mezcla de MOS, indican que la estación “Jaulas” presentó un mayor porcentaje de aporte por parte del AF (30.80 %) con respecto a las demás estaciones. fue apreciable una disminución en el porcentaje de aporte del AF en las estaciones posicionadas corriente abajo a partir de la estación “Jaulas”, llegando a ser hasta de 14.40 % en la estación 9 (Fig. 4).

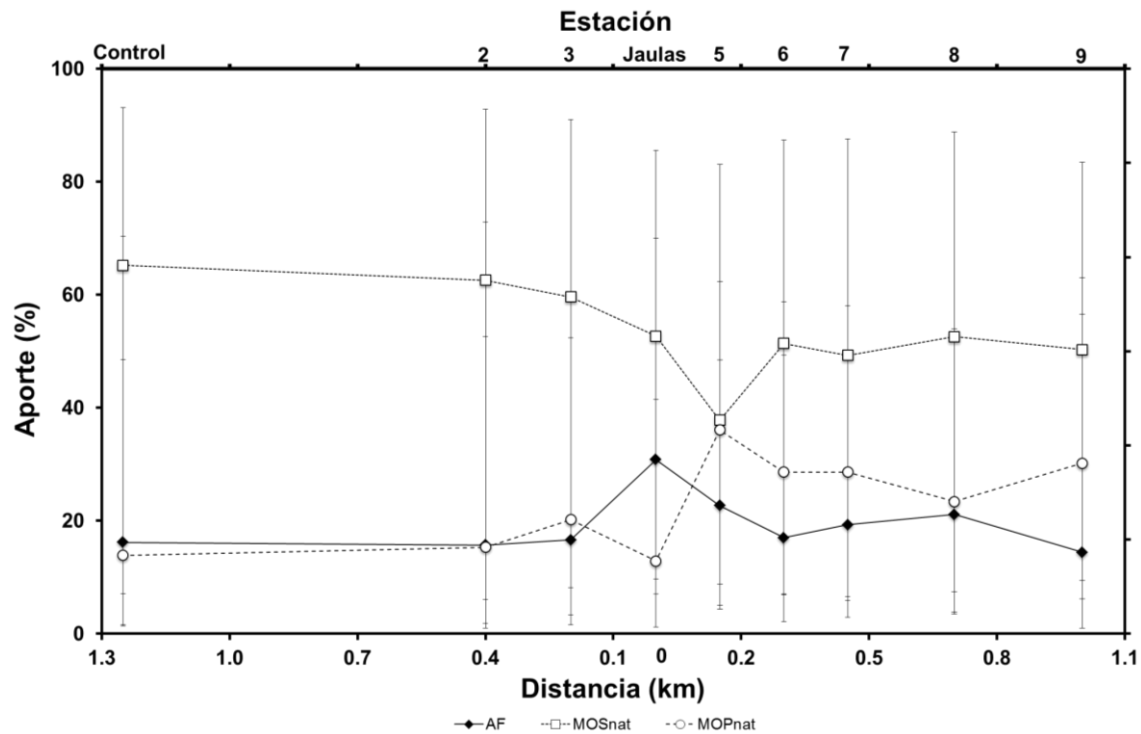


Figura 4. Porcentaje de aporte, por estación, del alimento formulado (AF), material orgánico sedimentario natural (MOS_{nat}) y material orgánico particulado natural (MOP_{nat}) al MOS de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 1 (22/02/13). Las barras superiores corresponden al percentil 95, el punto representa al percentil 50 y las barras inferiores al percentil 5.

En las estaciones localizadas corriente arriba, también se observó como el porcentaje de aporte del AF y HF en sedimento aumentó conforme las estaciones se aproximaban a la UPA, alcanzando un 16.20 % en la estación “Control” y un 16.60 % en la estación 3 (Fig. 4).

Tabla 5. Valores de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %C, %N y C/N, por estaciones, para el MOS y MOP recolectados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante los muestreos 1 (22/02/13) y 2 (15/05/13).

Tipo de muestra	Estación	Distancia (km)	Muestreo 1					Muestreo 2				
			$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	%C	%N	C/N	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	%C	%N	C/N
Sedimento	Control	1.25	5.1	-27.2	2.1	0.2	11.6	6.3	-27.0	2.2	0.2	10.9
	2	0.40	7.0	-27.0	2.0	0.2	10.0	5.1	-27.1	2.5	0.2	10.8
	3	0.20	6.4	-27.2	2.0	0.2	10.3	5.1	-27.0	2.4	0.2	10.8
	Jaulas	0	6.5	-27.1	1.9	0.2	10.0	4.6	-26.0	3.1	0.3	11.7
	5	0.15	6.2	-27.0	2.1	0.2	10.1	5.5	-27.1	2.5	0.2	10.7
	6	0.30	5.8	-27.5	2.7	0.2	11.4	5.2	-27.1	2.5	0.2	10.7
	7	0.45	5.7	-27.2	1.8	0.2	10.7	5.7	-26.9	2.4	0.2	10.5
	8	0.70	5.0	-27.3	1.9	0.2	8.5	5.2	-27.1	2.6	0.2	10.3
	9	1.00	5.4	-26.7	2.2	0.2	9.1	5.0	-27.3	2.8	0.3	10.6
		Promedio general (Promedio \pm D.E.)		5.9 \pm 0.7	-27.1 \pm 0.2	2.1 \pm 0.2	0.2 \pm 0.0	10.2 \pm 0.0	5.3 \pm 0.5	-26.9 \pm 0.4	2.6 \pm 0.3	0.2 \pm 0.0
MOP	Control	1.25	10.8	-29.4	0.8	0.1	8.1	7.8	-28.4	1.0	0.2	5.7
	2	0.40	10.6	-29.4	0.7	0.1	7.3	7.7	-28.6	1.4	0.3	4.7
	3	0.20	10.7	-29.4	0.8	0.1	7.6	7.6	-28.6	1.0	0.2	4.5
	Jaulas	0	11.2	-29.9	0.8	0.1	7.7	8.2	-28.9	1.3	0.3	5.0
	5	0.15	12.0	-29.0	0.7	0.1	7.1	9.3	-28.7	1.4	0.2	5.6
	6	0.30	-	-	-	-	-	10.2	-28.5	1.4	0.3	5.6
	7	0.45	13.4	-29.3	0.6	0.1	6.7	10.5	-28.4	1.1	0.2	5.3
	8	0.70	12.3	-29.2	0.7	0.1	8.1	10.4	-28.5	1.4	0.3	4.9
	9	1.00	12.1	-29.3	0.9	0.1	12.2	10.5	-28.6	1.6	0.3	5.0
		Promedio general (Promedio \pm D.E.)		11.4 \pm 1.2	-29.4 \pm 0.3	0.7 \pm 0.1	0.1 \pm 0.0	7.9 \pm 1.2	9.1 \pm 1.3	-28.6 \pm 0.2	1.3 \pm 0.4	0.3 \pm 0.1

Muestreo 2

Durante el muestreo 2, los valores (Promedio \pm D.E.) de $\delta^{15}\text{N}$ (5.3 ± 0.5 ‰) y $\delta^{13}\text{C}$ (-26.9 ± 0.4 ‰) en sedimento estuvieron ligeramente más empobrecidos y enriquecidos, respectivamente, con respecto a los del muestreo anterior (Tabla 5).

Los porcentajes de aporte del AF en el MOS durante el muestreo 2 presentaron un comportamiento totalmente diferente a lo observado durante el muestreo 1. Se observó un mayor aporte por parte del AF en todas las estaciones, siendo esto aún más notorio en la estación “Jaulas”, la cual mostró un aumento considerable en el porcentaje de aporte del AF, pasando de un 30.80 % durante el muestreo 1 a un 57.00 % durante el muestreo 2 (Fig. 5).

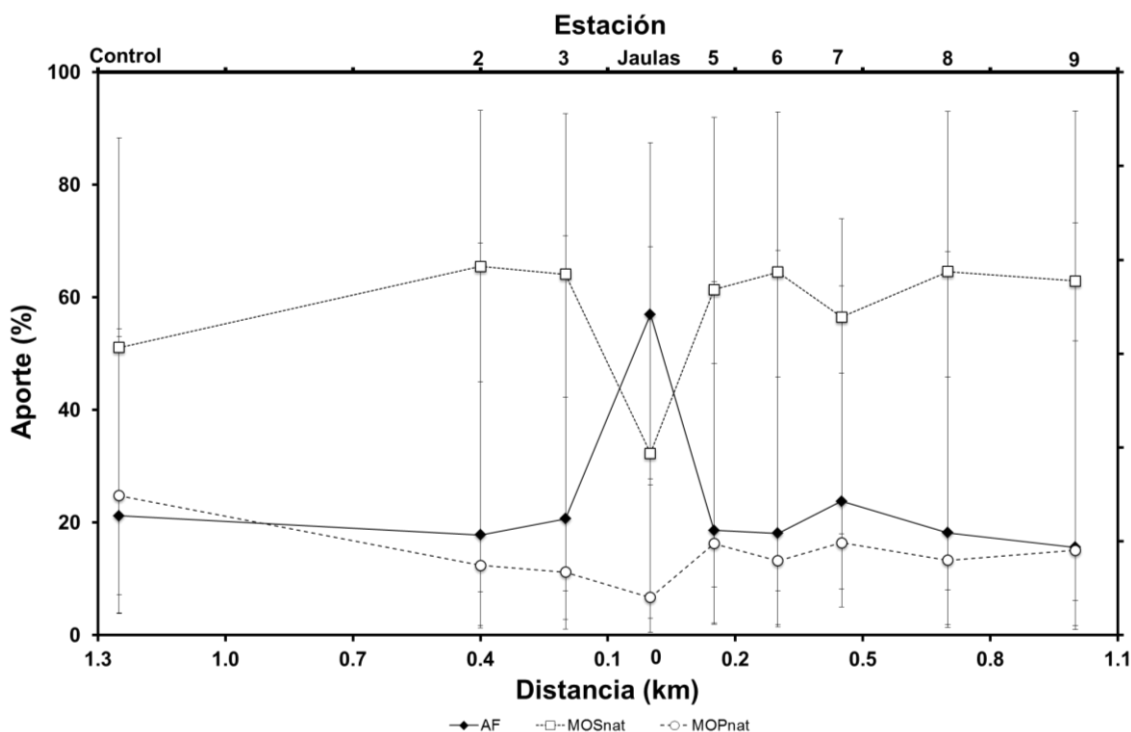


Figura 5. Porcentaje de aporte, por estación, del alimento formulado (AF), material orgánico sedimentario natural (MOS_{nat}) y material orgánico particulado natural (MOP_{nat}) al MOS de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 2 (15/05/13). Las barras superiores corresponden al percentil 95, el punto representa al percentil 50 y las barras inferiores al percentil 5.

Las estaciones ubicadas corriente abajo presentaron porcentajes de aporte, para el caso del AF, menores al registrado en la estación “Jaulas” y del mismo modo que ocurrió durante el muestreo 1, se pudo observar una disminución

conforme la distancia respecto a las jaulas iba en aumento, con excepción de la estación 7 que rompe con este patrón (23.80 % de aporte) (Fig. 5). Aun así, los porcentajes de aporte disminuyeron hasta llegar a 15.60 % en la estación 9, incluso fue apreciable una disminución en los porcentaje de aporte del AF si se compara con los resultados obtenidos durante el muestreo 1 (Fig. 5).

Las estaciones ubicadas corriente arriba se comportaron de una manera similar, se observó una disminución en los porcentajes de aporte del AF ya que en la estación 3 el porcentaje fue de 20.70 % y luego disminuyó a 17.80 % en la estación 2, mientras que al llegar a la estación “Control” el porcentaje de aporte se incrementó a 21.20 % (Fig. 5).

Material Orgánico Particulado

Muestreo 1

Los valores (Promedio \pm D.E.) de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ para el MOP fueron de 11.4 ± 1.2 ‰ y -29.4 ± 0.3 ‰, respectivamente (Tabla 5). Las firmas isotópicas mostraron un enriquecimiento en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ a partir de la estación “Jaulas”, mientras que los datos de $\delta^{13}\text{C}$ no mostraron ninguna tendencia en particular. Cabe mencionar que no se contó con datos de la estación 6 debido al extravío de muestras durante el envío a la Universidad de Palermo para su procesamiento.

Los resultados de MixSIR, indicaron un aporte bajo y poco variable a lo largo de las estaciones de muestreo para el caso del AF y HF (~ 0.02 %) y el MOS_{nat} (~ 0.03 %), mientras que el MOP_{nat} presentó el porcentaje de aporte mayor entre las tres fuentes de MO (~ 94.7 %) (Fig. 6).

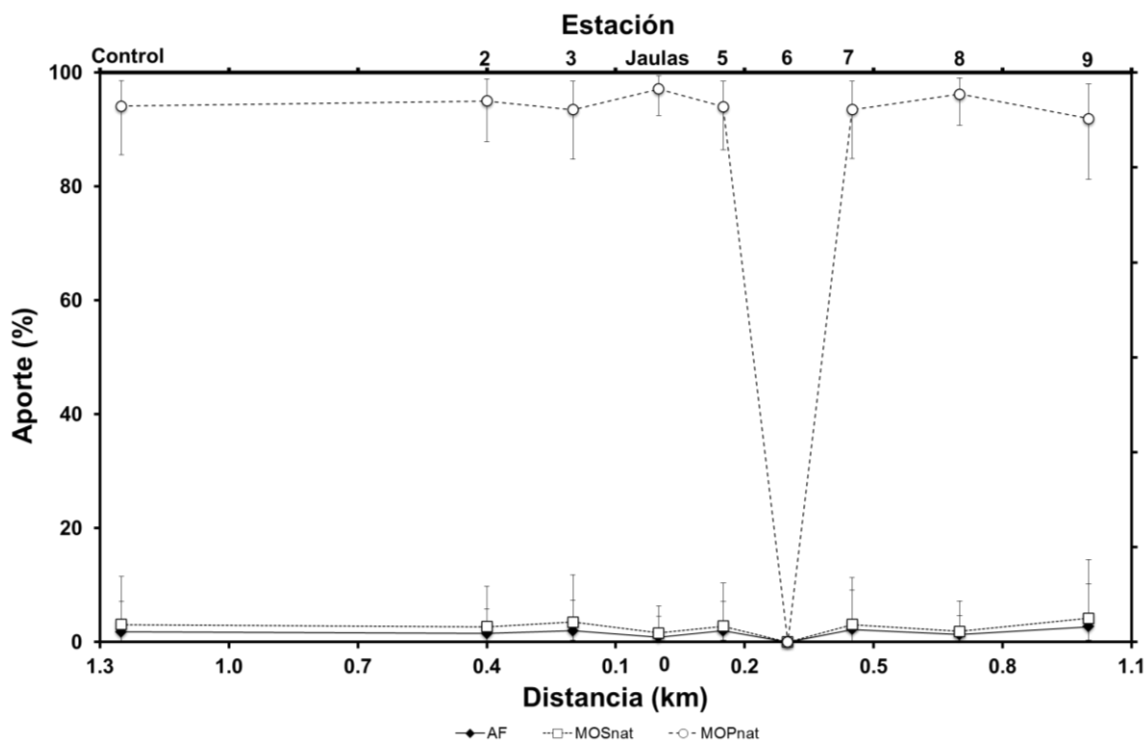


Figura 6. Porcentaje de aporte, por estación, del alimento formulado (AF), material orgánico sedimentario natural (MOS_{nat}) y material orgánico particulado natural (MOP_{nat}) al MOP de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 1 (22/02/13). Las barras superiores corresponden al percentil 95, el punto representa al percentil 50 y las barras inferiores al percentil 5.

Muestreo 2

El MOP, durante el muestreo 2, presentó valores (Promedio \pm D.E.) de 9.1 ± 1.3 ‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y -28.6 ± 0.2 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ (Tabla 5), que en comparación con lo observado durante el muestreo 1, fueron valores ligeramente empobrecidos para el caso de $\delta^{15}\text{N}$ y enriquecidos para $\delta^{13}\text{C}$. Además, de la misma manera como ocurrió durante el muestreo 1, fue apreciable un enriquecimiento en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ a partir de la estación “Jaulas”. El $\delta^{13}\text{C}$ no presentó una tendencia clara, por lo tanto no brindó mucha información sobre los cambios en la firma isotópica del MOP.

Los resultados de MixSIR, mostraron un aporte de AF y HF muy bajo y sin mucha variabilidad a lo largo de las 9 estaciones (~ 0.04 %), mientras que para el MOS_{nat} el aporte fue de ~ 10.70 % y de ~ 84.20 % para el MOP_{nat} (Fig. 7). Aun así, el aporte de AF y MOS_{nat} fue superior al reportado durante el muestreo 1.

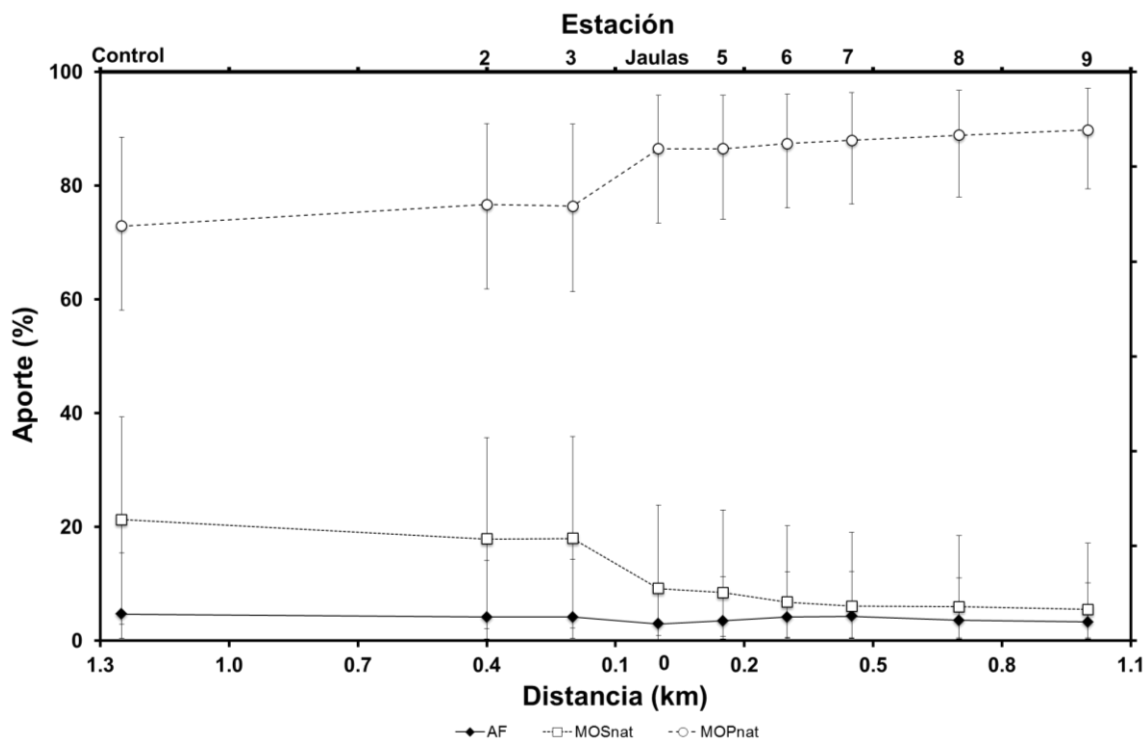


Figura 7. Porcentaje de aporte, por estación, del alimento formulado (AF), material orgánico sedimentario natural (MOS_{nat}) y material orgánico particulado natural (MOP_{nat}) al MOP de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 2 (15/05/13). Las barras superiores corresponden al percentil 95, el punto representa al percentil 50 y las barras inferiores al percentil 5.

Relación C/N

Los datos (Promedio \pm D.E.) de relación C/N y el $\delta^{13}\text{C}$ fueron utilizados con la finalidad de identificar el origen de la MO presente en las muestras, tanto de sedimento como de MOP. Los valores de C/N y el $\delta^{13}\text{C}$ de los diferentes tipos de fuentes MO que podrían estar presentes en la zona de muestreo fueron obtenidos de la bibliografía, algas lacustres o fitoplancton (C/N = 7.5 ± 1.3 y $\delta^{13}\text{C} = -28.7 \pm 1.7$ ‰), plantas C3 (C/N = 38.8 ± 19.8 y $\delta^{13}\text{C} = -27.6 \pm 2.0$ ‰) y MO de suelos (C/N = 16.7 ± 6.2 y $\delta^{13}\text{C} = -26.1 \pm 2.7$ ‰) (Meyers, 1994; Meyers & Lallier-Verges, 1999 y Hua-Yun & Cong-Qiang, 2010), estos fueron graficados y comparados con los valores registrados para las muestras del presente estudio (Fig. 8).

Material Orgánico Sedimentario

El MOS del muestreo 1 registró valores (Promedio \pm D.E.) de C/N de 10.2 ± 1.0 y de $\delta^{13}\text{C}$ de -27.1 ± 0.2 ‰, mientras que para el muestreo 2 fueron de $10.8 \pm$

0.4 para el C/N y de -26.9 ± 0.4 ‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ (Fig. 8). Se observó como la mayoría de los datos de MOS en el presente estudio se encontraron dentro del rango reportado por Meyers (1994) para MO en suelos y Hua-Yun & Cong-Qiang (2010) para el MOS de un río, el cual se encontraba influenciado principalmente por MO de origen terrestre conformado por MO de suelos y de plantas C3 y C4 (Fig. 8).

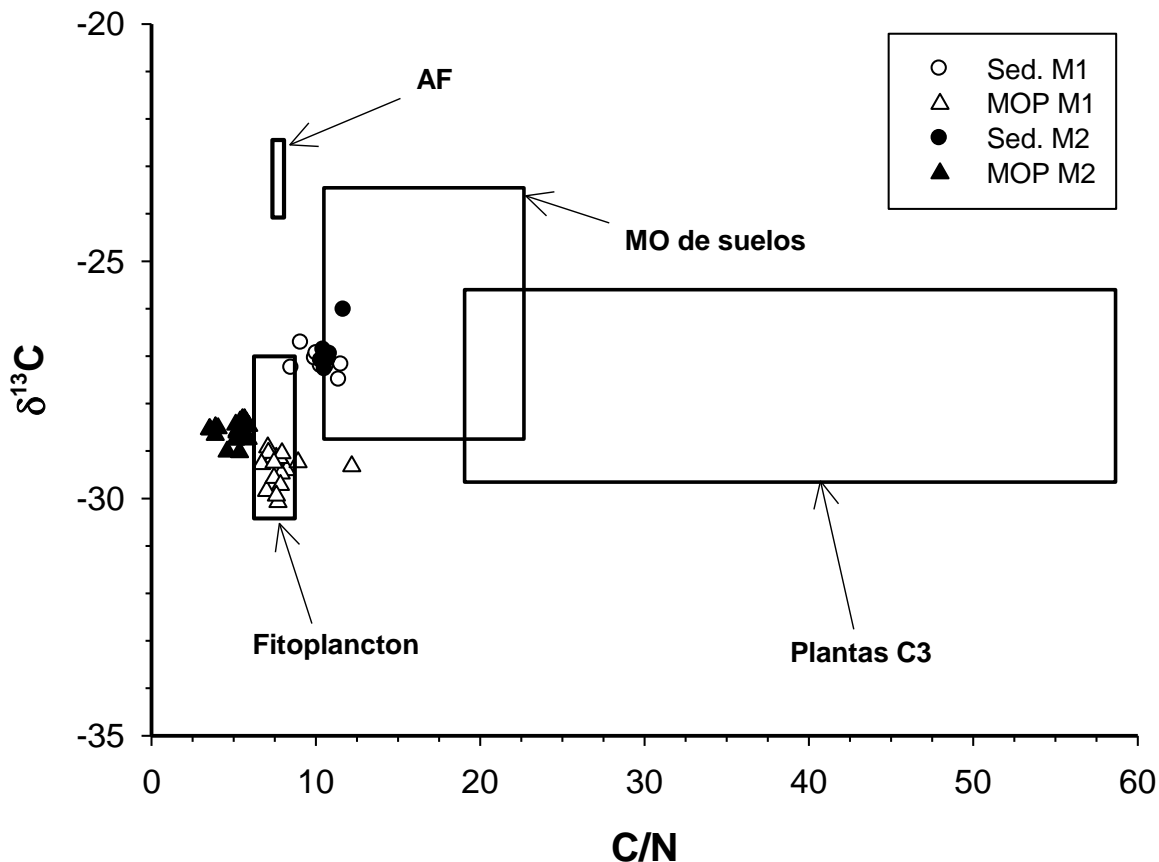


Figura 8. Dispersión de los valores de C/N y $\delta^{13}\text{C}$ de las muestras de MOS y MOP de la P.C.R. San Rafael, Nayarit, correspondientes a los muestreos 1 (22/02/13) y 2 (15/05/13), así como los rangos de C/N y $\delta^{13}\text{C}$ de los diferentes posibles orígenes del MOS y MOP.

Material Orgánico Particulado

Para el caso del MOP, durante el muestreo 1 los valores de C/N fueron de 7.9 ± 1.2 y para $\delta^{13}\text{C}$ de 29.4 ± 0.3 ‰, mientras que durante el muestreo 2 el C/N fue de 5.1 ± 0.7 y el $\delta^{13}\text{C}$ de -28.6 ± 0.2 ‰ (Fig. 8). El MOP del muestreo 1 se encontró dentro del rango reportado por Meyers (1994) y Meyers & Lallier-Verges

(1999) para fitoplancton lacustre, indicando que el MOP durante el muestreo 1 está conformado principalmente por fitoplancton. El MOP del muestreo 2 no se encontró dentro del rango formado por los datos encontrados en dichos estudios. Sin embargo, Meyers (1994) y Meyers & Lallier-Verges (1999), también mencionan que las microalgas de agua dulce presentan valores de C/N que van de 4 a 10 y $\delta^{13}\text{C}$ de -25 a -35 ‰, por lo tanto, el MOP del muestreo 2 también está conformado en su mayoría por fitoplancton lacustre.

7.2. Demanda bioquímica de oxígeno

Muestreo 1

Los valores de DBO_5 (Promedio \pm D.E.), durante el muestreo 1, variaron entre $0.86 \pm 0.02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en la estación 8 y $2.89 \pm 0.54 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en la estación “Jaulas” (Fig. 9). Se observó una tendencia a la disminución en los valores de DBO_5 , conforme las estaciones se alejan de la UPA, para el caso de las estaciones que se encontraban corriente abajo (5 - 9). Por otra parte, las estaciones localizadas corriente arriba (Control, 2 y 3) no mostraron una tendencia en particular, solo se observó como los valores de DBO_5 en la estación 3 fueron considerablemente menores con respecto a los de la estación “Jaulas”, mientras que las estaciones “Control” y 2 presentaron valores ligeramente superiores a la estación 3, mas no tan elevados como los registrados en la estación “Jaulas” (Fig. 9).

En general, los resultados del análisis estadístico mostraron la presencia de diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ($p < 0.05$), confirmando que la estación “Jaulas” fue la estación que presentó los valores de DBO_5 más elevados ($2.89 \pm 0.54 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), mientras que la estación 8 presentó los valores más bajos ($0.86 \pm 0.02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), con un promedio general para todas las estaciones de $1.73 \pm 0.61 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Fig. 9).

Muestreo 2

Durante el muestreo 2, los valores de DBO_5 (Promedio \pm D.E.) oscilaron entre $0.97 \pm 0.02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en la estación 5 y $2.37 \pm 0.01 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en la estación 2 (Fig.

9). A diferencia del muestreo 1, durante el muestreo 2 no se pudo apreciar una tendencia en los valores de DBO₅ (Fig. 9).

El análisis estadístico encontró la presencia de diferencias significativas entre las estaciones ($p < 0.05$), demostrando que los valores más elevados de DBO₅ se encontraban en la estaciones 2 y "Control" ($2.69 \pm 0.46 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y $1.99 \pm 0.02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, respectivamente), mientras que los valores más bajos se registraron en la estación 5 ($0.97 \pm 0.02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), con un promedio general para todas las estaciones de $1.56 \pm 0.52 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Fig. 9).

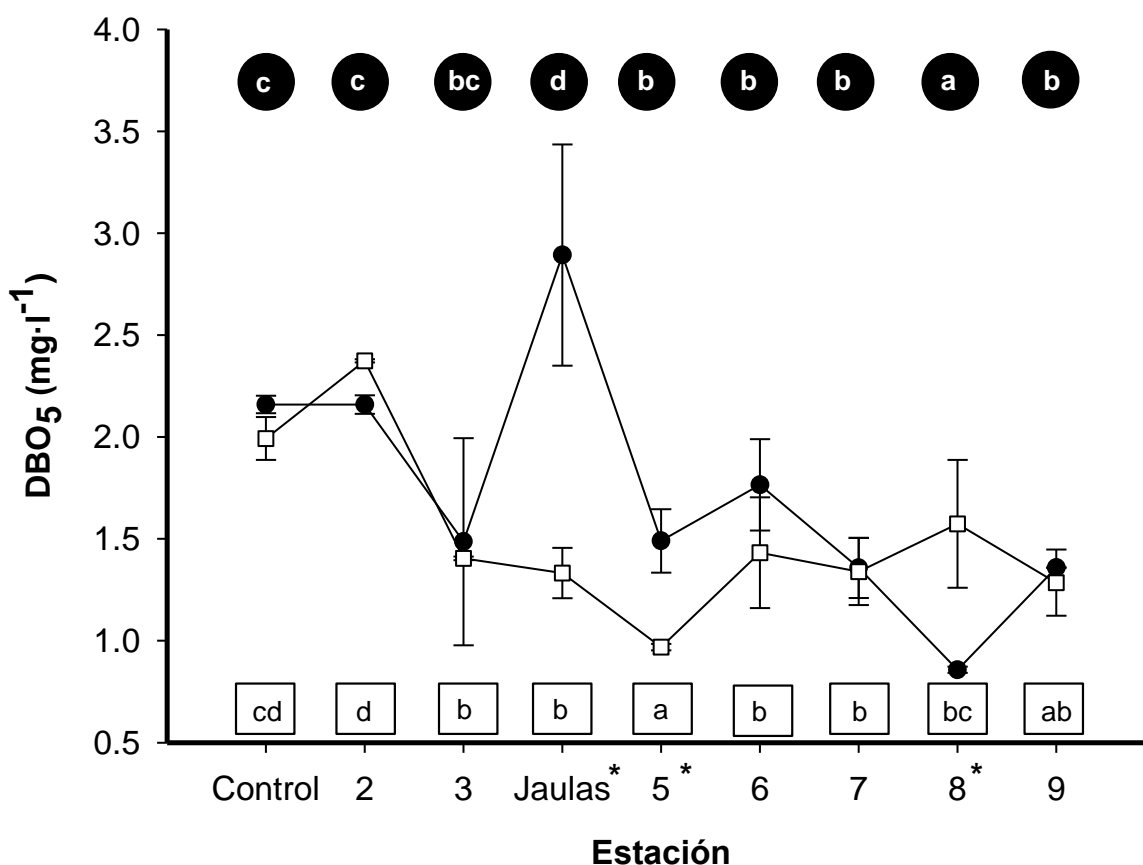


Figura 9. ANOVA de 2 vías para los datos de DBO₅ (mg·l⁻¹) (Promedio ± D.E.) por estaciones para el muestreo 1 (●) (22/02/13) y muestreo 2 (□) (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit. Las letras iguales encerradas en un círculo representan los grupos homogéneos encontrados para el muestreo 1 y las letras iguales enmarcadas en un recuadro representan los grupos homogéneos encontrados durante el muestreo 2, mientras que el asterisco en el nombre de la estación indica las estaciones que presentaron diferencias significativas entre un muestreo y otro.

Los valores de DBO₅ del muestreo 1 ($1.73 \pm 0.61 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) fueron significativamente mayores a los del muestreo 2 ($1.52 \pm 0.42 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) ($p < 0.05$).

Además, fue apreciable un efecto de la interacción de ambos factores (estación y muestreo) sobre los datos. Este efecto fue visible en casi todas las estaciones pero se vuelve más evidente en las estaciones “Jaulas”, 5 y 8. En el caso de las dos primeras, se observó una disminución de $1.56 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y $0.52 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ entre un muestreo y otro, respectivamente, mientras que la estación 8 se comportó de manera contraria y registró un aumento en los valores de DBO_5 de $0.72 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Fig. 9).

7.3. Oxígeno disuelto

Muestreo 1

Las concentraciones de OD (promedio \pm D.E.) del muestreo 1, por estación, no mostraron diferencias significativas entre sí ($p > 0.05$). Las concentraciones de OD más elevadas se registraron en las estaciones “Control” y 7 (8.2 ± 1.0 y $8.2 \pm 1.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), mientras que las más bajas se encontraron en la estación 9 ($7.6 \pm 1.1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), con un promedio general para todo el muestreo 1 de $7.9 \pm 1.0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (APÉNDICE I).

Por otra parte, los valores de OD por profundidad, mostraron un decremento en las concentraciones de OD conforme la profundidad era mayor ($p < 0.05$), excepto en las estaciones “Control”, “Jaulas” y 7, donde las concentraciones de OD se incrementaron a los dos metros de profundidad (Fig. 10). La concentración de OD más baja fue de $6.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en la estación “9” a 12 metros de profundidad (Fig.10). Mientras que el mayor decremento en las concentraciones de OD se presentó en la estación 6, con una diferencia de $2.9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Fig. 10).

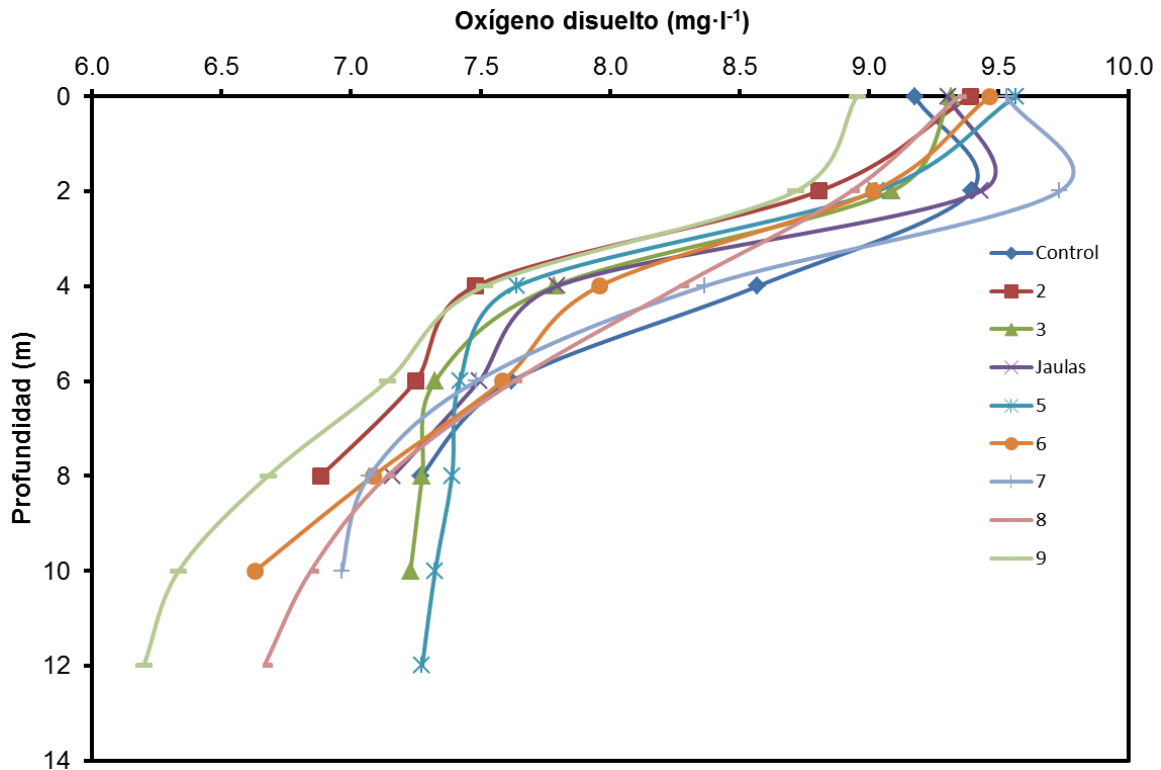


Figura 10. Perfil de las concentraciones de oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) por profundidad para las estaciones del muestreo 1 (22/02/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

Muestreo 2

Las concentraciones de OD (promedio \pm D.E.) del muestreo 2, por estación, no mostraron diferencias significativas entre sí ($p > 0.05$). La estación 2 fue la que presentó las concentraciones más elevadas ($8.9 \pm 2.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y la estación "Control" los más bajas ($7.9 \pm 2.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), con un promedio general, para el muestreo 1, de $8.4 \pm 2.4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (APÉNDICE I).

Las concentraciones de OD, por estación, mostraron un decremento conforme aumentaba la profundidad ($p < 0.05$), las concentraciones más bajas registradas fueron $5.5 \pm 0.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en las estaciones 5 y 8 a 12 metros de profundidad (Fig. 11). Durante este muestreo la estación 6 volvió a ser la estación que presentó la mayor disminución en las concentraciones de OD entre superficie y fondo ($8.4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Fig. 11).

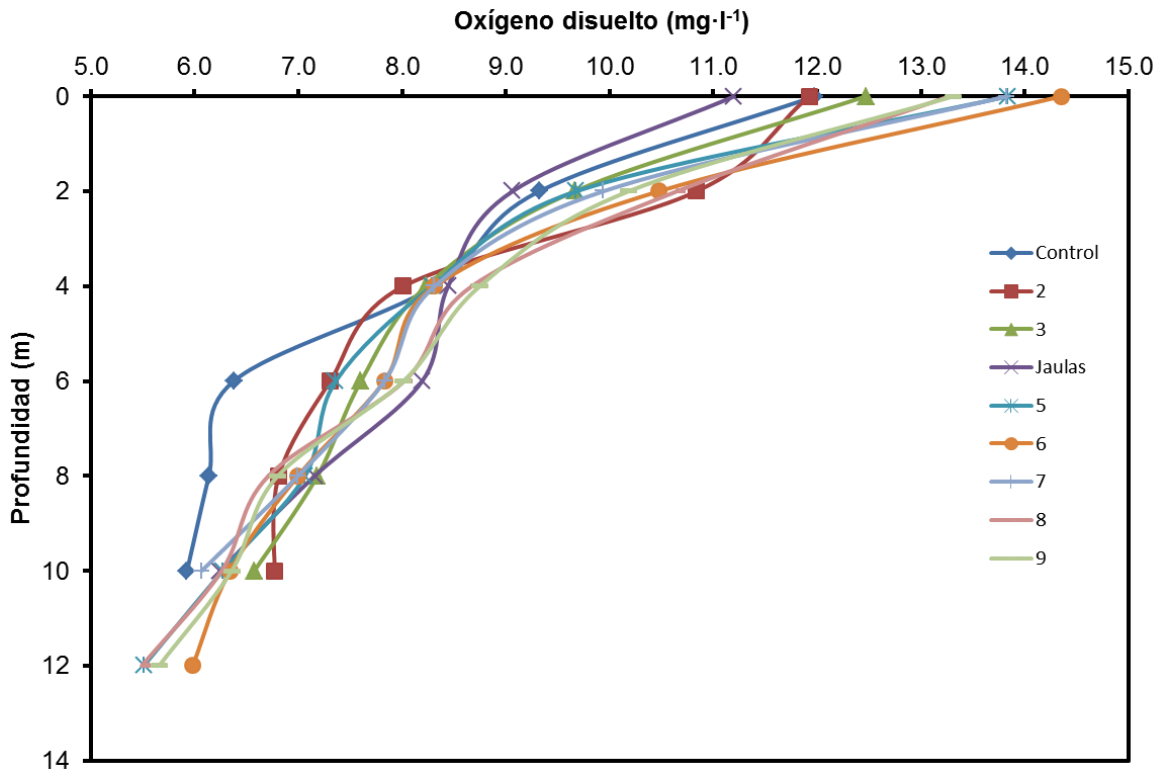


Figura 11. Perfil de las concentraciones de oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) por profundidad para las estaciones del muestreo 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

En cuanto a la variabilidad temporal, a pesar de que las concentraciones de OD en el muestreo 1 aparentemente son menores a las del muestreo 2, no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de OD de ambos muestreos. Sin embargo, durante este muestreo fue apreciable una mayor diferencia entre las concentraciones de OD de superficie y fondo con respecto a lo observado durante el muestreo 1 (APÉNDICE I).

7.4. pH

Muestreo 1

Los valores de pH (Promedio \pm D.E.), por estación, durante el muestreo 1 oscilaron entre 7.5 ± 0.2 en la estación “Jaulas” y 7.8 ± 0.1 y 7.8 ± 0.2 en las estaciones 5 y 8, con un promedio general de 7.7 ± 0.2 (APÉNDICE II). El análisis estadístico comprobó la presencia de diferencias significativas entre las estaciones, corroborando que las estaciones con los valores más elevados fueron

las estaciones 5 y 8, mientras que los más bajos se registraron en la estación “Jaulas” (APÉNDICE II).

Además de esto, se detectaron diferencias significativas entre los valores de pH por profundidad ($p < 0.05$), siendo la estación “Jaulas” la que presentó el valor de pH más bajo dentro del muestreo 1 (7.4) a una profundidad de 8 metros (Fig. 12). Mientras que las estaciones “Control”, “Jaulas” y 7, registraron un ligero aumento en los valores de pH a 2 metros de profundidad (Fig. 12).

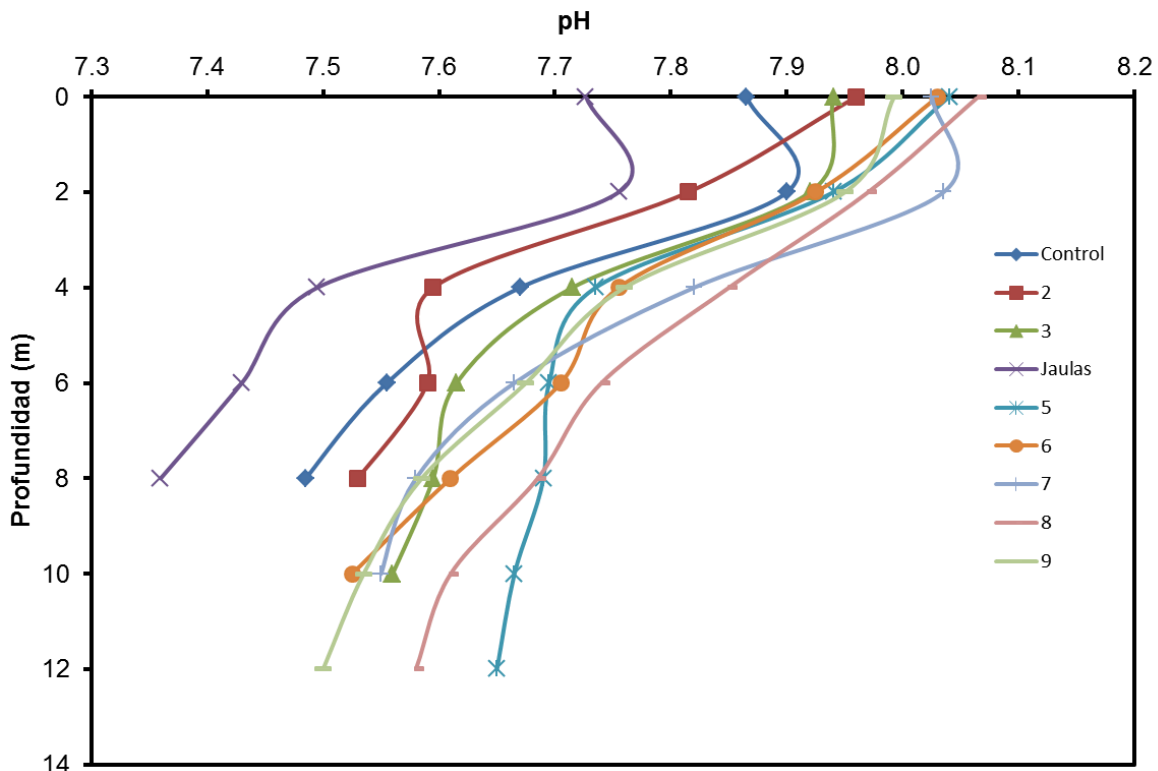


Figura 12. Perfil de los valores de pH por profundidad para las estaciones del muestreo 1 (22/02/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

Muestreo 2

Los valores de pH (Promedio \pm D.E.) durante el muestreo 2 presentaron una mayor variabilidad entre estaciones. El valor más elevado se presentó en las estaciones “Control” y 7 (7.5 ± 0.2), mientras que el valor más bajo fue de 6.2 ± 0.6 en la estación 2, con un promedio general de 7.3 ± 0.5 (APÉNDICE II). Los resultados del análisis estadístico mostraron la presencia de diferencias significativas entre los valores promedio por estación ($p < 0.5$), confirmando el

hecho de que la estación que registró los valores más bajos fue la estación 2, seguida por la estación “Jaulas” (APÉNDICE II) (Fig. 13).

Además de esto, los valores de pH más bajos (5.5 ± 0.2 y 6.0 ± 0.1 respectivamente) se registraron en el fondo de las estaciones 2 y “Jaulas” (Fig. 13). En cuanto a la diferencia entre el muestreo 1 y 2, el análisis estadístico determinó que los valores de pH del muestreo 2 fueron más bajas que los del muestreo 1 ($p < 0.5$) (APÉNDICE II).

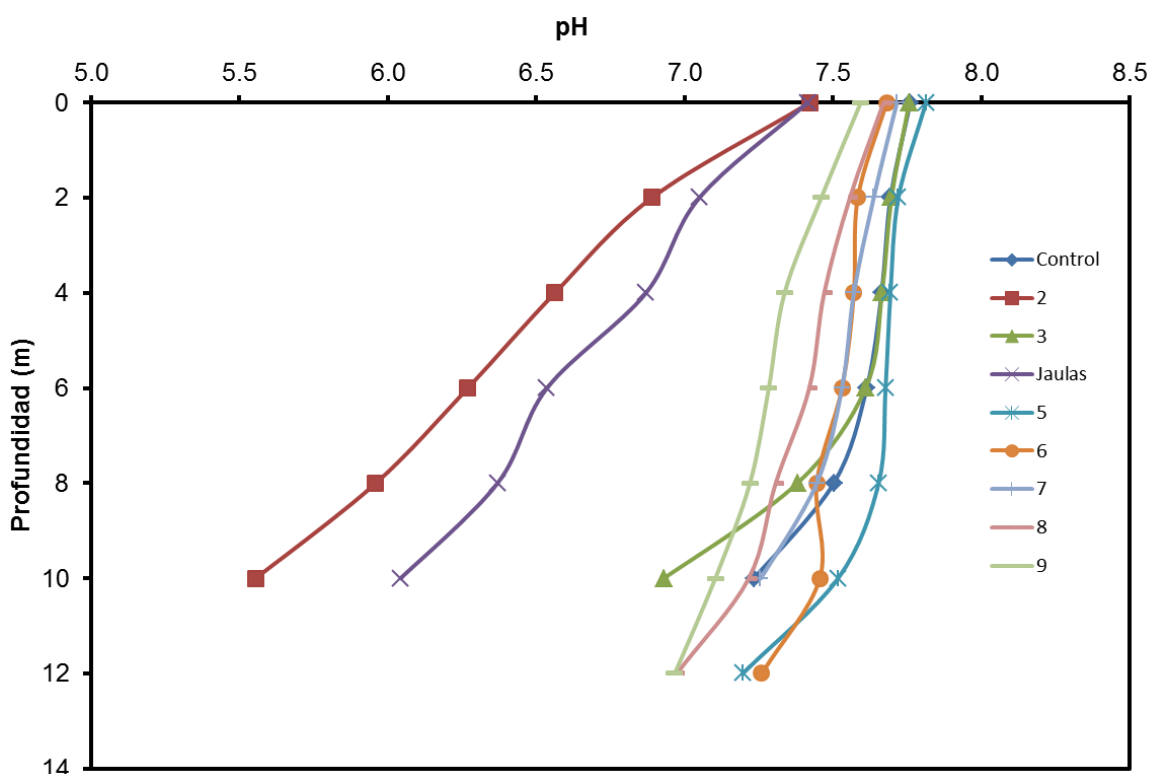


Figura 13. Perfil de los valores de pH por profundidad para las estaciones del muestreo 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

7.5. Temperatura

Muestreo 1

Las temperaturas ($^{\circ}\text{C}$) (promedio \pm D.E.) registradas durante el muestreo 1, por estación, oscilaron entre los 23.7 y los 26.7 $^{\circ}\text{C}$, con un promedio general de 24.5 $^{\circ}\text{C}$ y no presentaron diferencias significativas entre sí ($p < 0.05$) (APÉNDICE III).

Los valores de temperatura, por profundidad, registraron un decremento en conforme la profundidad es mayor, siendo la estación “Control” la que registró una mayor diferencia entre las temperaturas de superficie y fondo (3.3 °C) (Fig.14).

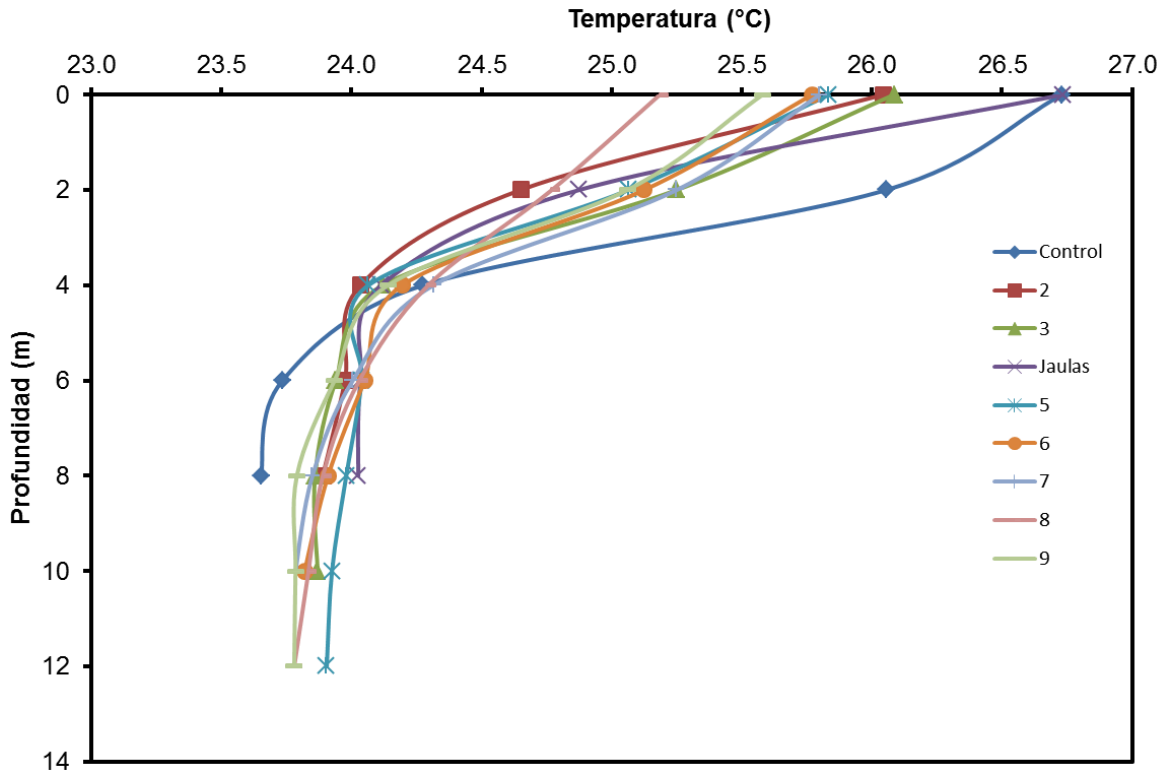


Figura 14. Perfil de los valores de temperatura (°C) por profundidad para las estaciones del muestreo 1 (22/02/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

Muestreo 2

Durante el muestreo 2 las temperaturas (°C) (promedio \pm D.E.) variaron entre los 24.4 y los 27.3 °C, mostrando una menor variabilidad con respecto al muestreo 1, la máxima variación entre superficie y fondo ocurrió en la estación 5, con una variación máxima de 2.8 °C entre superficie y fondo (APÉNDICE III) (Fig. 15).

Por otra parte, al realizar una prueba de Mann-Whitney, se encontró que la temperatura promedio del muestreo 2 (25.2 °C) es superior a la del muestreo 1 (24.5 °C) (APÉNDICE III).

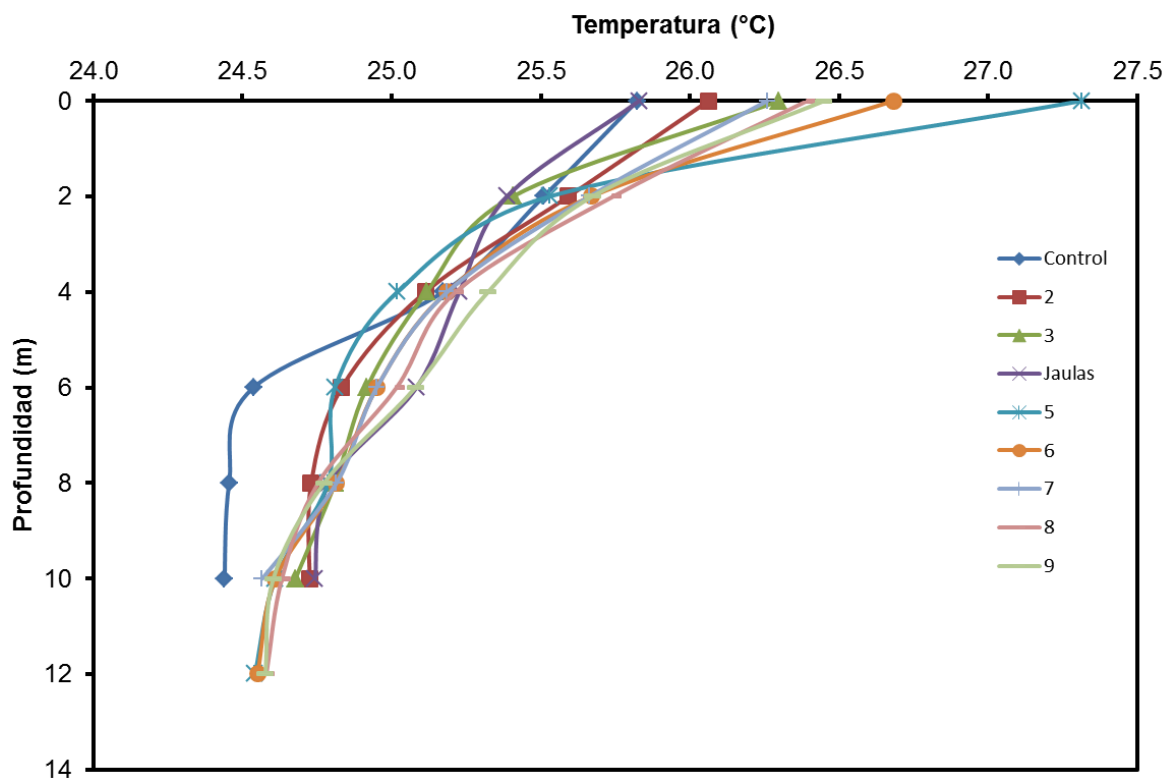


Figura 15. Perfil de los valores de temperatura (°C) por profundidad para las estaciones del muestreo 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

7.6. Caracoles

Se encontraron tres tipos de organismos bentónicos en la zona de muestreo: una almeja y dos caracoles. La almeja y una de las especies de caracol no estuvieron presentes en todas las estaciones y solo se encontraron de uno a dos organismos por estación. Por el contrario, la especie de caracol restante estuvo presente en todas las estaciones de una manera abundante, debido a esto fue seleccionada como bioindicador del impacto de la acuicultura dentro del presente estudio.

Los organismos colectados para su análisis pertenecen al Genero *Stagnicola*, género que es considerado hospedero intermediario del parásito *Fasciola hepática*, causante de fasciolosis, enfermedad que afecta a animales vertebrados herbívoros (vacas, ovejas, cabras, entre otros) y a humanos (Fig. 16).

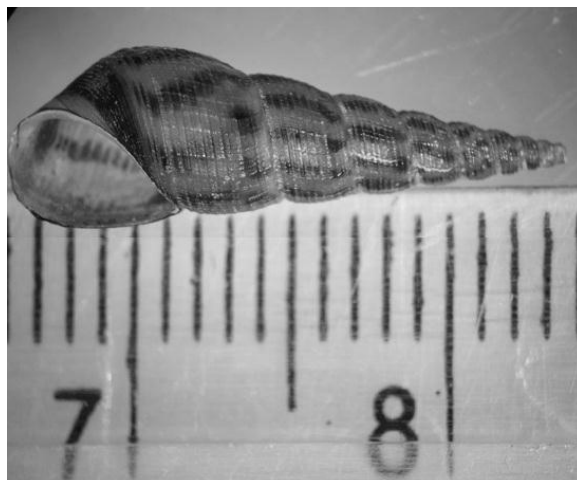


Figura 16. Caracoles del genero *Stagnicola* colectados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante los muestreos 1 (22/02/13) y 2 (15/05/13).

Muestreo 1

Durante el muestreo 1, la estación que presentó los valores de densidad de caracoles más elevados fue la estación “Jaulas” ($218.4 \pm 84.7 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$) (Promedio \pm D.E.), mientras que la estación que presentó los valores más bajos fue la estación 9 ($16 \pm 3.0 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$), con un promedio general para todo el muestreo 1 de $60.2 \pm 66.9 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$. Los valores de densidad disminuyen conforme las estaciones se van alejando de las jaulas de tilapia, tanto corriente abajo como a contra corriente (Fig. 17).

Los resultados del análisis estadístico mostraron la presencia de diferencias significativas entre las estaciones ($p < 0.05$) y corroboraron el hecho de que la estación “Jaulas” presentó diferencias con todas las demás estaciones de muestreo (Fig. 17).

Muestreo 2

Los valores de densidad (Promedio \pm D.E.), durante el muestreo 2, oscilaron entre $47.28 \pm 1.93 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$ para la estación “Jaulas” y $15.01 \pm 15.77 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$ para la estación 7 ($p < 0.05$) (Fig. 17). Sin embargo, aun cuando la estación “Jaulas” se mantuvo como la estación con mayor presencia de caracoles, el

promedio general del muestreo 2 ($27.37 \pm 15.74 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$) disminuyó significativamente respecto al del muestreo 1 ($60.2 \pm 66.9 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$) (Fig. 17).

El análisis estadístico comprobó que la estación “Jaulas” fue la que presentó la mayor densidad y que la estación 7 fue la que presentó los valores de densidad más bajos (Fig. 17). Así mismo, se encontró que el factor “muestreo” ejercía un efecto sobre los datos, ocasionando que el promedio de densidad para el muestreo 2 ($27.37 \pm 15.74 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$) disminuyera significativamente respecto al del muestreo 1 ($60.2 \pm 66.9 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$) ($p < 0.05$).

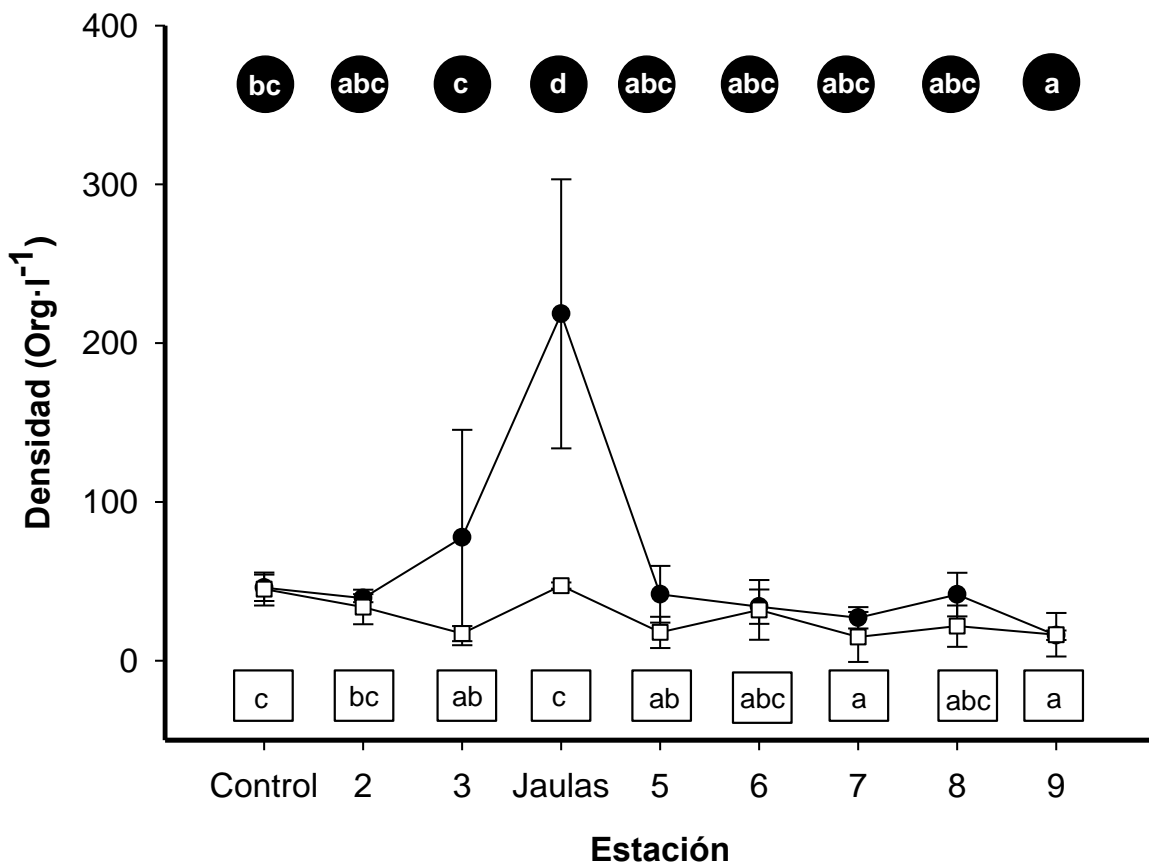


Figura 17. ANOVA de 2 vías para los datos de densidad de caracoles del género *Stagnicola* ($\text{Org}\cdot\text{l}^{-1}$) (Promedio \pm D.E.) por estaciones para el muestreo 1 (●) (22/02/13) y muestreo 2 (□) (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit. Las letras iguales encerradas en un círculo representan los grupos homogéneos encontrados para el muestreo 1 y las letras iguales enmarcadas en un recuadro representan los grupos homogéneos encontrados durante el muestreo 2.

La interacción de ambos factores no presentó evidencia de un efecto sobre los resultados, indicando que, estadísticamente, el comportamiento de las densidades por estación para ambos muestreos es igual. Sin embargo, las

diferencias entre ambos muestreos son más apreciables en las estaciones “Jaulas” y 3, ya que se pudo observar una disminución considerable en la densidad de caracoles entre ambos muestreos (Fig. 17).

7.7. Granulometría

Muestreo 1

Los sedimentos de la zona de estudio estuvieron conformados principalmente por limos, estos representaron el 82.85 ± 0.21 % (Promedio \pm D.E.) de los sedimentos analizados en el muestreo 1, mientras que arcillas y arenas representaron el 4.83 ± 0.20 y 12.32 ± 0.18 % respectivamente (Fig. 18).

En general, la mayoría de las estaciones presentaron una composición limo-arcilla-arena similar, con excepción de la estación “Control”, la cual presentó un contenido de arenas del 23.38 ± 0.18 %, valor que difiere con los obtenidos para las demás estaciones que oscilaron entre 9.01 y 14.10 % (Fig. 18).

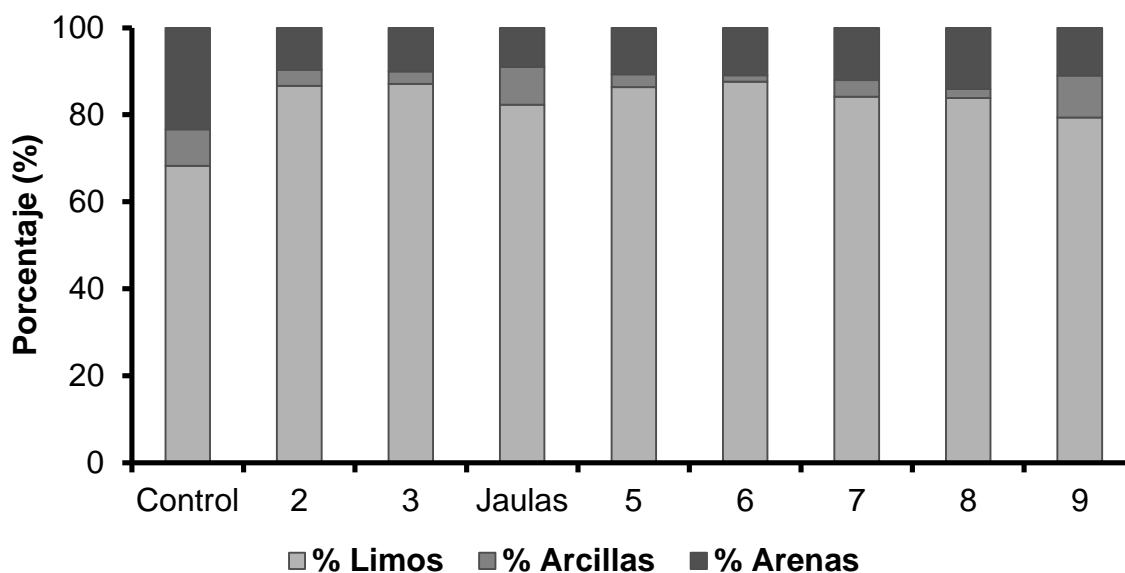


Figura 18. Porcentaje de limos, arcillas y arenas presentes en el sedimento colectado en las estaciones de muestreo durante el muestreo 1 (22/02/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

El porcentaje de arcillas también fue bastante homogéneo a lo largo de las estaciones de muestreo, solo en el caso de las estaciones 9, “Jaulas” y “Control”

se mostraron valores ligeramente elevados (8.32-9.65 %) en comparación con las demás estaciones (1.41-3.83 %) (Fig. 18).

Muestreo 2

Durante el muestreo 2, los sedimentos de la zona de estudio estuvieron conformados principalmente por limos, los cuales representaron el $83.29 \pm 0.21\%$ (Promedio \pm D.E.) de los sedimentos analizados, contra un $4.26\% \pm 0.32$ de arcillas y un $12.46 \pm 0.18\%$ de arenas (Fig. 19). La mayoría de las estaciones presentó una composición de limos, arcillas y arenas similar, a excepción de la estación "Control", la cual mostró un contenido de arenas de $30.99 \pm 0.18\%$, mientras que las otras estaciones registraron porcentajes entre 8.24 y 11.42 % (Fig. 19).

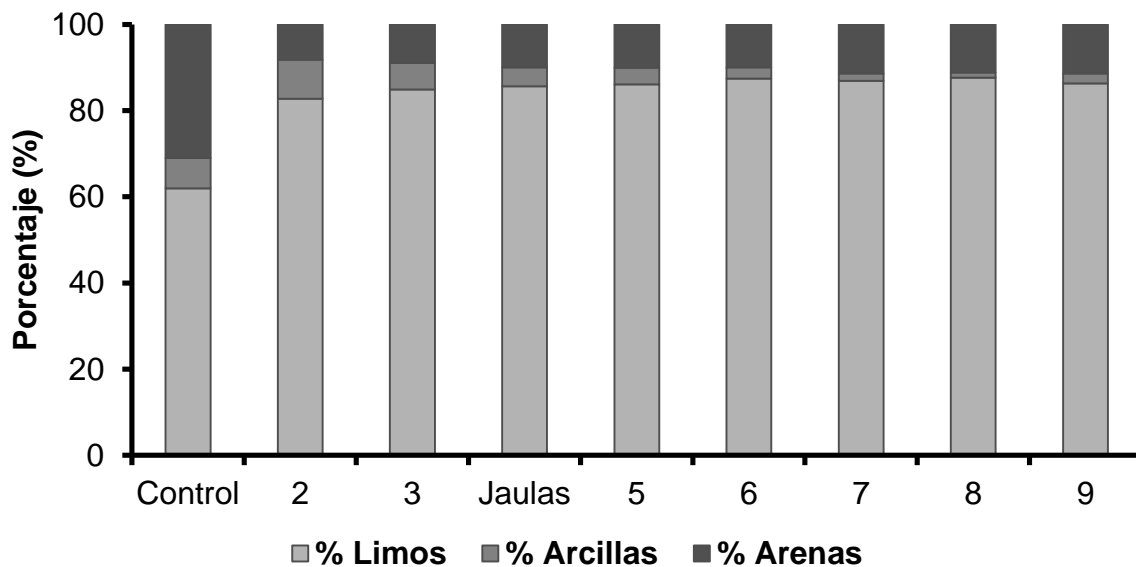


Figura 19. Porcentaje de limos, arcillas y arenas presentes en el sedimento colectado en las estaciones de muestreo durante el muestreo 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

El porcentaje de arcillas no presentó grandes variaciones entre las estaciones de muestreo, la estación "Control" registró un porcentaje de arcillas del $7.03 \pm 0.32\%$ y a partir de ahí se observó una disminución gradual en los porcentajes de arcillas que va desde la estación 2 con $9.04 \pm 0.32\%$, hasta la

estación 8 con 1.15 ± 0.32 %, esto termina al llegar a la estación 9 donde el porcentaje de arcillas aumenta ligeramente (2.34 ± 0.32 %) (Fig. 19).

7.8. Carbono orgánico

La presencia de MO (CO) está asociada a limos y arcillas. Por otro lado, la fracción de arenas, al presentar una relación negativa con el contenido de CO (Morales-Serna, 2006), funge como un diluyente al momento de calcular el %CO en muestras de sedimento, pudiendo llegar a esconder patrones significativos durante el análisis de los datos. Debido a esto, se realizó una corrección por diferencias en el tamaño de grano a todos los datos obtenidos de %CO. La corrección por diferencias en el tamaño de grano, consiste en dividir los datos de %CO entre la proporción de finos (Limos + Arcillas) de la muestra, y como resultado obtener valores de %CO con valores más reales (Horowitz, 1985).

Muestreo 1

Los valores más elevados de %CO (Promedio \pm D.E.) se observaron en la estación "Control" (2.61 ± 0.18 % CO), mientras que los más bajos fueron registrados en la estación 3 (1.96 ± 0.07 % CO), con un promedio general de 2.20 ± 0.23 %CO (Fig. 20).

El análisis estadístico demostró que existían diferencias significativas entre las estaciones de muestreo y corroboró, estadísticamente, que las estaciones "Control" y 3 presentaban los valores de %CO más elevados y bajos, respectivamente ($p < 0.05$) (Fig. 14). También se puede apreciar como los valores de %CO iban aumentando conforme las estaciones se acercaban a la cortina de la P.C.R. San Rafael, con excepción de la estación "Jaulas", la cual se comportó de un modo diferente y presentó un aumento drástico en el %CO (Fig. 20).

Muestreo 2

El %CO (Promedio \pm D.E.) más elevado, durante el muestreo 2, se encontró en la estación "Control" (2.85 ± 0.07 %CO) y el más bajo se reportó en la estación

7 (2.07 ± 0.25 %CO), con un promedio general para este muestreo de 2.32 ± 0.24 %CO (Fig. 20).

Los resultados del análisis estadístico indicaron la presencia de diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ($p < 0.05$). La estación 7 fue reafirmada como la estación con el %CO más bajo y a la estación "Control" como la estación con el %CO más alto, presentando diferencias significativas con todas las estaciones, a excepción de las jaulas (Fig. 20).

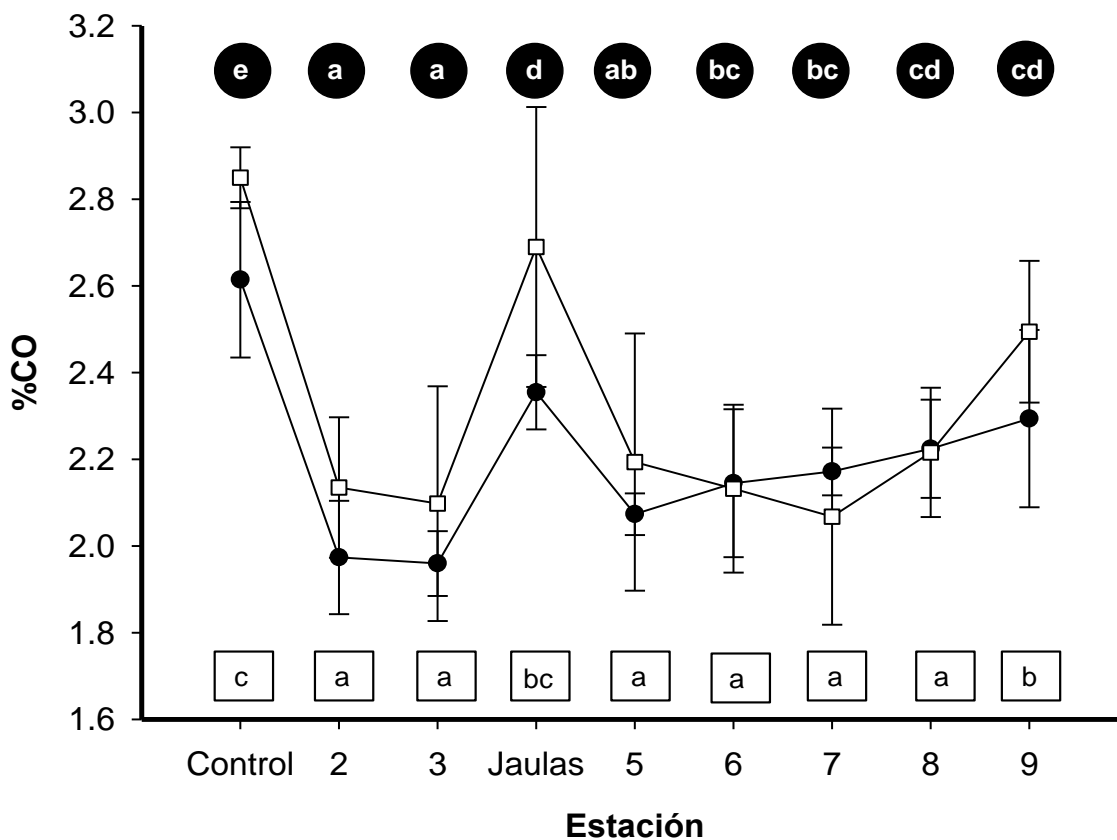


Figura 20. ANOVA de 2 vías para los datos de %CO (Promedio \pm D.E.) por estaciones para el muestreo 1 (●) (22/02/13) y muestreo 2 (□) (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit. Las letras iguales encerradas en un círculo representan los grupos homogéneos encontrados para el muestreo 1 y las letras iguales enmarcadas en un recuadro representan los grupos homogéneos encontrados durante el muestreo 2.

En cuanto a las diferencias entre muestreos, los datos de %CO para el muestreo 2 fueron más elevados que los del muestreo 1 ($p < 0.05$). Por otra parte,

a pesar de que en el muestreo 1 no se observa una tendencia al aumento del %CO conforme las estaciones iban aproximándose a la cortina de la P.C.R. San Rafael, los resultados indicaron que la interacción entre ambos factores (estación y muestreo) no ejerce ningún efecto sobre los datos y se comportan de la misma manera (Fig. 20). Sin embargo, a pesar de no existir diferencias entre la manera que se comporta el %CO por estación para ambos muestreos, se puede observar como las diferencias entre un muestreo y otro fueron más marcadas en la estación “Jaulas” con respecto a las demás estaciones (Fig. 20).

VIII. DISCUSIÓN

8.1. Isótopos estables

Material orgánico sedimentario

El programa MixSIR incorpora la incertidumbre intrínseca del análisis de isótopos estables en la creación de distribuciones de probabilidad para las diferentes fuentes de MO. La incorporación de estas fuentes de incertidumbre (desviación estándar y fraccionamiento isotópico) a los datos con los que es alimentado el software MixSIR, produce estimaciones de la contribución que tiene cada una de las fuentes de MO a la mezcla a analizar, con distribuciones de probabilidad explícitas para cada una de ellas (Moore & Semmens, 2008; Layman *et al.*, 2011).

Los resultados arrojados por MixSIR mostraron una gran incertidumbre, la cual se vio reflejada en el rango tan amplio que presentaron los posibles porcentajes de aporte para cada una de las fuentes de MO, tanto para el muestreo 1 como para el muestreo 2 (Fig. 4 y 5).

Dicha incertidumbre, se debe al hecho de que el software, el cual se basa en la resolución de modelos de mezcla, presenta ciertas limitaciones. Una de las condiciones que deben cumplirse para lograr un funcionamiento correcto del programa y que los resultados proporcionados tengan la mayor precisión posible, es que las fuentes de MO que contribuyen a la mezcla presenten firmas isotópicas diferentes a esta misma (Layman *et al.*, 2011; Phillips & Gregg, 2001; Phillips & Koch, 2002).

Las firmas isotópicas del MOS para los muestreos 1 y 2, no mostraron ser diferentes a las firmas isotópicas del MOS_{nat}, con excepción de las estaciones “Jaulas” de ambos muestreos, la estación 7 del muestreo 2 y las estaciones 5 y 9 del muestreo 1 (Fig. 21). Esto ocasionó que los resultados sobre el porcentaje de

aporte de cada una de las fuentes de MO al MOS de las estaciones de muestreo (a excepción de las estaciones antes mencionadas) no fueran precisos.

Las estaciones “Jaulas” de los muestreos 1 y 2, presentaron firmas isotópicas completamente diferentes a las registradas por las demás estaciones de muestreo (Fig. 21), mostrando una clara influencia del AF sobre la composición isotópica del MOS presente en dichas estaciones.

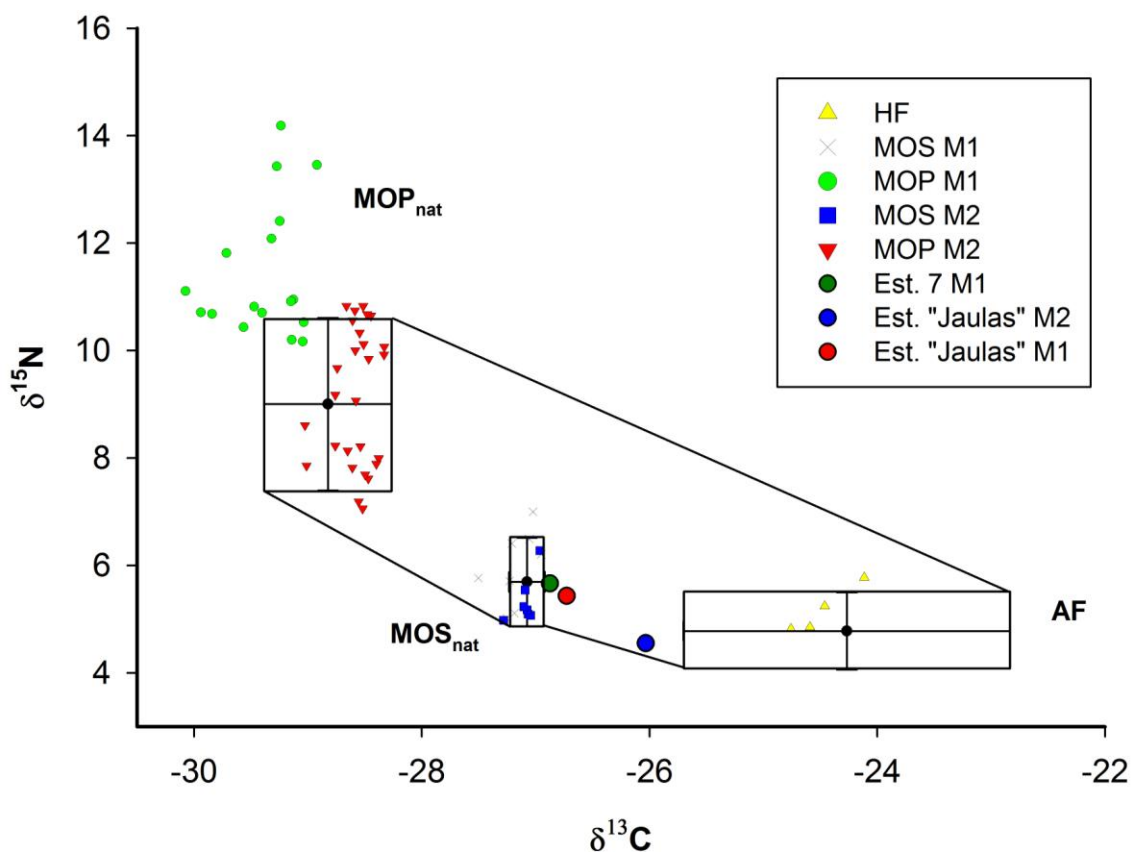


Figura 21. Firmas isotópicas del AF, HF, MOS y MOP, posicionadas con respecto al polígono de mezcla formado por las tres fuentes de MO analizadas (MOS_{nat} , MOP_{nat} y AF).

Esto se puede observar en las figuras 4 y 5, donde se muestra una diferencia entre el porcentaje de aporte asignado por MixSIR al AF en la estación “Jaulas”, durante ambos muestreos. Lo anterior recalca la importancia que tiene el cumplimiento de los supuestos básicos en los que se basa el programa, ya que esto puede marcar la diferencia entre resultados que brinden una información confiable (como en las estaciones “Jaulas”) y resultados poco precisos que solo

den una idea muy general del posible rango de porcentajes de aporte que puede llegar a presentar cada una de las fuentes de MO, los cuales pueden llevar a la interpretación errónea de los resultados obtenidos mediante el software (MixSIR) (Moore & Semmens, 2008; Layman *et al.*, 2011).

Los resultados del porcentaje de aporte para cada una de las fuentes de MO a la mezcla de MOS de la estación “Jaulas”, durante el muestreo 1, evidencian la acumulación del AF debajo de las jaulas de tilapia pertenecientes a la UPA “El Vicenteño”, este resultado era de esperarse debido a que la estación “Jaulas” está localizada justamente donde se encuentra ubicada la UPA “El Vicenteño”. Dicha situación ya ha sido reportada por otros autores (Wu *et al.*, 1994; Holmer & Kristensen, 1992; Gondwe *et al.*, 2012), quienes determinaron que la mayor acumulación de desechos generados por las UPA’s se da en las estaciones ubicadas debajo de las UPA’s o en las zonas cercanas a ellas.

Durante el muestreo 2, los resultados de MixSIR, mostraron un aumento en el porcentaje de aporte por parte del AF para la estación “Jaulas”, el cual subió de 30.80 % (Muestreo 1) a 50.80 % (Muestreo 2) (Fig. 4 y 5). Este incremento, fue debido a que aún cuando la actividad acuícola durante el muestreo 2 era baja, se seguían llevando a cabo labores de alimentación para los peces restantes, manteniendo un aporte constante de AF (30 kg diarios) en la zona de estudio.

Otro punto que debe ser considerado, son los cambios en la hidrodinámica del sistema, ya que durante el muestreo 2 se registró un incremento de dos metros en el nivel del agua. Este incremento en el nivel del agua fue ocasionado por la disminución en el flujo de agua de la P.C.R. San Rafael. Esta disminución pudo ocasionar que los desechos generados por la UPA “El Vicenteño” no se dispersaran de la misma manera que durante el muestreo 1, propiciando a la acumulación de dichos desechos en la estación “Jaulas”. Sin embargo, durante el presente trabajo no se realizaron estudios que permitan respaldar esta teoría.

Por otra parte, durante el tiempo comprendido entre los muestreos 1 y 2 se presentó una disminución en la población de caracoles y los desechos generados

por las jaulas de tilapia no eran consumidos a la misma velocidad, en comparación con el muestreo 1, donde la población de caracoles se encontraba al máximo. Lo anterior contribuyó a que los desechos generados por la UPA “El Vicenteño” se acumularan y el porcentaje de aporte del AF fuera superior durante el muestreo 2.

Aún así, este incremento en el porcentaje de aporte del AF sobre el MOS de la estación “Jaulas”, no representó grandes cambios en el %CO. Esto se debe a que entre el muestreo 1 y 2, las concentraciones de carbono se incrementaron solamente en un 0.12 %.

Lo anterior concuerda con los resultados obtenidos en los análisis de DBO_5 , caracoles y %CO, los cuales mostraron que los desechos generados por la UPA “El Vicenteño” provocaban un efecto moderado en la columna de agua y sedimentos de la zona de estudio, efecto que fue apreciable solamente en la estación “Jaulas”.

Se pudo observar una ligera influencia del AF sobre la composición del MOS de la estación 7 del muestreo 2 (Fig. 21). Dicha influencia puede ser consecuencia de la acumulación de AF y HF que eran transportadas por corrientes de agua a la estación 7, cantidad que llegó a ser lo suficientemente grande como para alterar la composición isotópica del MOS de dicha estación de una manera significativa, permitiéndonos identificar la presencia del AF en el MOS. Dicho aporte, según los resultados obtenidos mediante MixSIR, presentó un rango que va desde 5 % en el percentil 5 a un 62 % en el percentil 95.

Con respecto a los puntos que se encuentran fuera del rango comprendido por el MOS_{nat} (Fig. 21), los cuales corresponden a las estaciones 5 y 9 del muestreo 1, se puede observar como están mayormente influenciados por el MOS_{nat} y el MOP_{nat} . Esto se ve reflejado en los resultados arrojados por MixSIR (Fig. 4) donde se observa un mayor aporte por parte del MOS_{nat} y MOP_{nat} , mientras que el AF contribuye con un rango de aporte que va desde 5 % en el percentil 5 a 48.4 % en el percentil 95 en la estación 5 y de 1 % en el percentil 5 a 56.6 % en el percentil 95. Dichos resultados muestran la incertidumbre en los

resultados arrojados por el software (MixSIR) cuando los datos no se encuentran ampliamente separados de las fuentes de MO y nos recuerda el hecho de que los resultados proporcionados por el programa son un rango de posibles porcentajes de aporte y no se deben de tomar como un valor fijo, ya que esto puede llevar a una interpretación errónea de los resultados.

En cuanto a la falta de diferencias entre la composición isotópica de las demás estaciones con respecto a la estación “Control”. Esto puede ser debido a que la cantidad de AF y HF que se sedimentaban en dichas estaciones era menor al aporte de MO natural. Debido a esto, la cantidad de AF y HF que se sedimentó en dichas estaciones, no modificó la composición isotópica del MOS presente en ellas. Es por esto que las diferencias entre las firmas isotópicas del MOS del muestreo 1 y el muestreo 2, puede ser explicada por la variabilidad temporal que presenta el MOS_{nat} en su composición isotópica.

En este trabajo, no se cuenta con datos sobre la dirección y velocidad de las corrientes en la zona de estudio, lo que impide determinar la razón exacta por la cual se presenta una acumulación de MO proveniente de la UPA “El Vicenteño” que solo es apreciable en la estación “Jaulas” y vuelve a ser detectada hasta 500 metros después, en la estación 7.

Por lo tanto, con base en los resultados obtenidos, fue posible identificar los desechos generados por la UPA “El Vicenteño” en la estación “Jaulas” y en la estación 7, la cual se ubica a 500 metros corriente abajo con respecto a la estación “Jaulas”. Esto coincide con lo observado por otros autores que fueron capaces de identificar los desechos generados por la acuicultura a distancias de hasta 500 metros a partir de la zona de origen (Yokoyama *et al.*, 2006; Vizzini & Mazzola, 2004).

Material Orgánico Particulado

Los resultados obtenidos mediante el software MixSIR para el MOP, no fueron considerados como confiables debido a que no fueron muestreadas las principales fuentes de MO y nutrientes que afectaban la composición isotópica del

MOP. Esto ocasionò que uno de los supuestos en los que se basa el programa, el cual considera que todas las muestras a analizar estàn ubicadas dentro del polígono de mezcla formado por las diversas fuentes de MO, no se cumpliera (Fig. 21) (Moore & Semmens, 2008; Phillips & Gregg, 2001; Phillips & Koch, 2002). Por lo tanto, la capacidad del MixSIR para emitir resultados fiables, se ve afectada debido a la falta de una de las fuentes que participan en la mezcla.

Esta falta de precisión en los resultados de MOP es algo que sucede con frecuencia debido a que el MOP ofrece la información correspondiente al pequeño lapso de tiempo durante el cual fueron colectadas las muestras de agua, la cual se encuentra en constante movimiento. Además de esto, la composición del MOP se puede ver alterada por sucesos puntuales como aportes repentinos de nutrientes. Esto no sucede con el MOS, ya que es el resultado de la acumulación de MO durante un periodo considerable de tiempo, lo que lo convierte en una mejor opción para análisis como los llevados a cabo en el presente estudio (Wu *et al.*, 1994).

Ante esta situación, solo fue posible evidenciar el enriquecimiento que se presentó en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ durante el muestreo 2. Sin embargo, no fue posible asegurar que este enriquecimiento se deba al aporte de AF y HF proveniente de la UPA “El Vicenteño” debido a la falta de evidencias.

Relación C/N

Material Orgánico Sedimentario

Los resultados obtenidos en el análisis de la relación C/N indicaron que el MOS analizado durante el presente estudio se encontraba conformado principalmente por MO de origen terrestre, el cual se compone de MO de suelos y restos de plantas C3 y C4 (Fig. 8). Esto se debe a que, la fuente de MO que más influyó a las estaciones de muestreo fue el MOS_{nat} , el cual está conformado por material autóctono proveniente de la biota presente en la zona (plantas C3 y C4), así como MO perteneciente a los suelos de la zona que es incorporado al MOS del río debido al efecto de la erosión provocada por el flujo constante de agua.

A pesar de que la mayoría de las muestras de MOS se encuentran dentro de este rango, es apreciable que esto no sucede en todos los casos, esto se debe a que el MOS de nuestro estudio se encuentra influenciado por MOS_{nat} y MOP_{nat} , así como por el AF proveniente de la UPA, esto ocasiona que los valores varíen y no se encuentren bien delimitados. Además de esto, los rangos obtenidos de los estudios de Meyers (1994) y Hua-Yun & Cong-Qiang (2010) son muy generales y no son específicos para plantas C3 o MO de suelos pertenecientes a la zona de estudio, por lo tanto, solo funcionan para determinar de una manera general cuál es el origen de la MO presente en las muestras.

Material Orgánico Particulado

Las diferencias en las relación C/N y en los valores de $\delta^{13}C$ del MOP de los muestreos 1 y 2 (Fig. 8) se puede deber a diversos factores, uno de ellos es la variación en los valores de C/N y $\delta^{13}C$ de las diferentes especies de fitoplancton, además de esto, existen variaciones temporales, las cuales están ligadas a factores como el clima y la disponibilidad de nutrientes que provocan cambios en la composición del fitoplancton (Burkhardt *et al.*, 1999; Kukert & Riebesell, 1998; Falkowski, 1991). Aún así, durante los dos muestreos fue posible identificar la composición del MOP, el cual estuvo compuesto principalmente por microalgas de origen lacustre (Fig. 8).

8.2. Demanda bioquímica de oxígeno

Durante el presente estudio, los valores de DBO_5 no excedieron los $6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Fig. 9), por lo tanto no representaron un riesgo para la vida acuática (SEMARNAT, 2013) dentro de la zona de muestreo. La única estación que mostró valores ligeramente elevados ($2.9 \pm 0.6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) fue la estación “Jaulas”, durante el muestreo 1. La presencia de estos valores coincide con el periodo durante el cual la UPA “El Vicenteño” contaba con 50 jaulas de tilapia en funcionamiento, las cuales eran alimentadas con aproximadamente 347 kg de AF por día.

Este comportamiento ya ha sido reportado por otros autores (Boaventura *et al.*, 1997; Nyanti *et al.*, 2012; Wu *et al.*, 1994) quienes también encontraron un

aumento en los valores de DBO_5 en zonas donde la actividad acuícola se encontraba presente, estos aumentos se deben a la presencia de desechos provenientes de la acuicultura (AF no consumido y HF) en la columna de agua, desechos que al ser degradados ocasionando un aumento en la DBO_5 .

En cuanto a las demás estaciones, fue posible observar una disminución en los valores de DBO_5 conforme la distancia respecto a las jaulas era mayor (Fig. 9). Esto se debe a la corriente de agua arrastra el MOP, permitiendo que este sea degradado por microorganismos o simplemente sea sujeto de procesos de oxidación de la MO, lo que ocasiona que los valores de DBO_5 disminuyan conforme la distancia que recorre el MOP es mayor (Boaventura *et al.*, 1997; WU *et al.*, 1994).

Durante el muestreo 2 se observó una disminución significativa en los valores de DBO_5 en las estaciones “Jaulas” y 5 (Fig. 9). Este decremento se debió a que durante este muestreo, la cantidad de AF suministrado a las jaulas de tilapia fue menor (30 kg por día). Esta relación entre los valores de DBO_5 y las cantidades de AF suministrado, así como la densidad de peces presentes en las UPA's fue reportada por otros autores (Boaventura *et a.*, 1997; Wu *et al.*, 1994) quienes encontraron que los valores de DBO_5 en UPA's con altas producciones de peces (160-500 toneladas) eran mayores en comparación con UPA's que registraban producciones menores (15-105 toneladas).

Durante el estudio de Boaventura *et al.* (1997) los valores de DBO_5 en una UPA de peces con producciones similares a las de la UPA “El Vicenteño” son ligeramente menores a los reportados en el presente estudio. Esto se debe a la diferencia en la cantidad de AF suministrado, ya que mientras que en el trabajo de Boaventura *et al.* (1997), las cantidades del AF proporcionado oscilaban entre los 50-100 kg por día, en la UPA “El Vicenteño”, durante el muestreo 1, fueron suministrados aproximadamente 347 kg de AF diariamente. Lo cual explica, si tomamos en cuenta la relación entre la cantidad de AF suministrado y los valores de DBO_5 , qué los valores de DBO_5 registrados en el presente estudio (2.9 ± 0.5

mg·l⁻¹) sean más elevados que los reportados por Boaventura *et al.* (1997) (2.0 ± 0.6 mg·l⁻¹)

De este modo, observando las estaciones donde los valores de DBO₅ disminuyeron cuando la actividad acuícola fue menor, es posible determinar que estaciones de muestreo estaban siendo afectadas por los desechos generados por la UPA “El Vicenteño”. Efecto que no fue más allá de los 150 metros a partir del sitio donde se localizan las jaulas de tilapia (Fig. 9).

Resultados similares ya han sido reportados por otros autores. Nyanti *et al.* (2012), analizaron los valores de DBO₅ en un embalse con producciones de peces mucho mayores (744.1 mil toneladas en el 2011) a la reportada por la UPA “El Vicenteño”. Dichos autores, encontraron que los efectos de la acuicultura sobre la DBO₅ son apreciables hasta una distancia de 100 metros a partir de la zona donde se encontraban las jaulas de peces.

La razón por la cual los efectos de la UPA sobre los valores de DBO₅ no se extienden mas allá de 150 metros como sucede en el presente estudio, a pesar de que el nivel de producción es mucho mayor, es debido a que las condiciones físicas del área de estudio de Nyanti *et al.* (2012), son diferentes a las del presente trabajo, ya que dichos autores reportan un flujo de agua muy reducido, lo que ocasiona que la dispersión de la MO proveniente de la UPA sea menor. Situación que no ocurre durante el presente estudio.

En cuanto a la estación 8, a pesar de existir diferencias significativas entre ambos muestreos, debido a la distancia a la que se encuentra de las jaulas de tilapia (0.75 km) y que el incremento se dio durante el muestreo 2 y no durante el muestreo 1 como fue el caso de las estaciones “Jaulas” y 5, estas diferencias fueron atribuidas a cambios en el aporte de MOP por parte del sistema y no tanto a la presencia de las jaulas de tilapia en la zona.

8.3. Oxígeno disuelto

Las concentraciones de OD durante ambos muestreos no mostraron evidencia de que se estuviera ejerciendo un efecto por parte de la actividad acuícola sobre las condiciones fisicoquímicas del ecosistema. Otros autores han reportado concentraciones de OD similares a las encontradas en el presente trabajo. Mirrasooli *et al.* (2012), analizaron las concentraciones de OD en un río que cuenta con la presencia de dos UPA con capacidades de producción similares a la de la UPA “El Vicenteño”.

Mirrasooli *et al.* (2012) reportaron la presencia de diferencias significativas entre las concentraciones de OD ($9.6 \pm 0.43 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) de una estación ubicada a 300 metros antes de dos UPA's y las concentraciones ($8.13 \pm 0.19 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) de una estación localizada a 200 metros corriente debajo de dichas UPA's.

Algo similar fue reportado por Boaventura *et al.* (1997). Los autores reportaron concentraciones de OD que van desde 8.5 ± 0.6 a $10.5 \pm 0.9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en las zonas donde hay actividad acuícola presente. Además, encontraron disminuciones de hasta $2.4 \pm 0.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en las concentraciones de OD del agua muestreada antes de que pasara por el sistema de jaulas y después de haberlo atravesado.

Sin embargo, aún cuando Boaventura *et al.* (1997) registraron un ligero decremento en las concentraciones de OD a unos pocos metros después de las jaulas debido a la biodegradación de la MO presente el agua, las concentraciones de OD no fueron menores a los $5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y no representaron un riesgo para la vida acuática en la zona (CECA, 1989).

Lo mismo sucede en el presente estudio, ya que incluso durante el muestreo 1, periodo durante el cual la UPA se encontraba con 50 jaulas de tilapia en operación, la estación “Jaulas” no registró concentraciones de OD menores a los $5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, concentración mínima necesaria para mantener la vida acuática (CECA, 1989), aún cuando los demás parámetros analizados mostraron una clara

influencia de los desechos generados por la UPA “El Vicenteño” sobre la estación “Jaulas”.

Lo anterior contrasta con lo observado por Nyanti *et al.* (2012), quienes reportan que las concentraciones de OD a 10 metros de la zona de cultivo y a 10 metros de profundidad llegan a ser menores a $5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Además, registran concentraciones que van desde los $\sim 8.45 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en superficie y los $\sim 0.26 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en el fondo.

La diferencia entre los resultados obtenidos en los estudios de Mirrasooli *et al.* (2012), Boaventura *et al.* (1997) y el presente trabajo, se debe a que el trabajo de Nyanti *et al.* (2012), a diferencia de los antes mencionados, fue realizado en un sistema que cuenta con poco intercambio de agua, pudiendo dar lugar a la acumulación de residuos y a un deterioro de la calidad del agua debido a procesos de descomposición (De la Lanza-Espino & Gómez-Aguirre, 1999; Nixon, 1995; Hayami *et al.*, 2008).

Lo anterior, pone en evidencia la importancia que tiene el flujo constante de agua en la dispersión de los desechos generados por la acuicultura. Esto se debe a que aun cuando se trata de UPA's con producciones similares, el hecho de que las UPA's del trabajo de Boaventura *et al.* (1997) se encuentren ubicadas en un río que cuenta con un intercambio de agua constante, mientras que las UPA's del estudio de Nyanti *et al.* (2012), están localizadas en un reservorio que cuenta con un escaso intercambio de agua, ocasionando que las diferencias en el impacto que tienen los desechos de las UPA' sean tan contrastantes.

Dicho esto, podemos atribuir el hecho de que no se presentara un efecto de la acuicultura sobre las concentraciones de OD en la zona a la presencia de un flujo de agua constante, el cual contribuyó a que el exceso de MO proveniente de la UPA fuera dispersado eficientemente en la columna de agua, evitando la formación de zonas de acumulación de MO que eventualmente puede ser sujeta a degradación (Nyanti *et al.*, 2012; Demir *et al.*, 2001). Así como, a la relativamente poca producción que soporta la UPA “El Vicenteño”.

8.4. pH

La variación natural en los valores de pH para este tipo de cuerpos de agua debe ser entre 6 y 9 (Roldan-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008). Por lo tanto, durante el muestreo 1, aun cuando los valores de pH más bajos se registraron en la estación “Jaulas”, estos se encontraron dentro de lo normal registrado para otros embalses y coincide con lo reportado por otros autores en cuerpos de agua donde hay presencia de acuicultura (Nyanti *et al.*, 2012; Boaventura *et al.*, 1997).

Sin embargo, el hecho de que los valores de pH sean menores en la estación “Jaulas” hace evidente un efecto de la actividad acuícola, ya que como se pudo observar en los demás análisis realizados es la estación que presentó mayor influencia por parte de la UPA “El Vicenteño”, a excepción de las concentraciones de OD que no mostraron influencia de los desechos generados por las jaulas de tilapia.

En cuanto al ligero aumento en los valores de pH de las estaciones “Control”, “Jaulas” y 7 a los 2 metros de profundidad, durante el muestreo 1. Este aumento puede estar relacionado con la productividad primaria, ya que al momento que esta aumenta, los niveles de CO₂ disminuyen, ocasionando que los niveles de pH se incrementen. Durante el presente estudio no se tomaron datos de clorofila “a”. Sin embargo, al observar las concentraciones de OD para el mismo muestreo, es posible relacionar de forma indirecta entre el aumento del pH con el aumento en la productividad primaria, ya que las estaciones “Control”, “Jaulas” y 7, a la misma profundidad (2 metros), presentaron un incremento en las concentraciones de OD. Incremento que se encuentra relacionado con la presencia de fitoplancton.

Durante el muestreo 2, los valores de pH mostraron una mayor variabilidad entre estaciones, siendo las estaciones 2 y “Jaulas”, las que presentaron los valores de pH más bajos por estación. Además, fue en estas dos estaciones donde se registraron los valores mas bajos de pH durante todo el muestreo, valores que llegaron a ser menores a 6. Estos valores se encuentran fuera del

rango óptimo para embalses de este tipo, además de ser considerados como no idóneos para diversas especies de organismos acuáticos (Roldan-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008; CECA, 1989).

Los resultados obtenidos durante el muestreo 2, en las estaciones 2 y “Jaulas”, puede ser debido a los %CO más elevados que se registraron durante este muestreo. Así como a la acumulación del AF y HF provenientes de la UPA, que aún cuando fueron menores a los del muestreo 1, fueron constantes y no estaban siendo aprovechados por los caracoles en la zona debido a la gran mortandad de caracoles que se sucedió durante el tiempo comprendido entre los muestreos 1 y 2.

Todo lo anterior, llevó a una acumulación de MO que al entrar en descomposición provocó una disminución en los valores de pH (Olivas-Silva *et al.*, 1992).

8.5. Temperatura

En cuanto a la temperatura, no se encontraron diferencias relevantes entre las estaciones de muestreo ni entre las diferentes profundidades. Por otra parte, la variabilidad reportada entre las temperaturas de ambos muestreos puede ser debido a la influencia de los cambios estacionales, los cuales tienen un efecto sobre la temperatura ambiental y por ende sobre la temperatura del agua.

Las diferencias entre las temperaturas de ambos muestreos coinciden con los valores de temperatura ambiental registrados para la zona, que durante el mes de febrero (Muestreo 1) son de 21.6 °C con una máxima de 24 y una mínima de 13 °C. Mientras que para el mes de abril (Muestreo 2) la media es de 25.8 °C con una máxima de 29.5 y una mínima de 19 °C (Dames & Moore de México, 2007).

8.6. Caracoles

La mayoría de los estudios realizados han registrado diferencias en la composición de la comunidad de organismos bentónicos en zonas impactadas por la actividad acuícola con respecto a zonas no perturbadas (Mazzola *et al.*, 2000;

Johnson *et al.* 1993; Dobrowolski, 1987b; Doughty & McPhail 1995; Kendra, 1989; Živić *et al.*, 2009; Wu *et al.*, 1994), reportando la disminución en las densidades en la meiofauna presente en zonas perturbadas debido al enriquecimiento orgánico de los sedimentos (Mazzola *et al.*, 2000), así como la presencia de especies oportunistas capaces de sobrevivir a condiciones extremas (bajas concentraciones de OD y presencia de metano y sulfuros) para otros organismos (Johnson *et al.* 1993; Dobrowolski, 1987b; Doughty & McPhail 1995; Kendra, 1989; Živić *et al.*, 2009) e incluso la ausencia total de organismos en la zona (Wu *et al.*, 1994).

Los resultados obtenidos durante el muestreo 1, muestran que la densidad de caracoles en la estación “Jaulas” fue significativamente mayor con respecto a las demás estaciones. Este comportamiento ya ha sido reportado por otros autores (Karaca & Pulatsü, 2003; Zhou, 2012; Findlay *et al.*, 1995), quienes reportan un mayor número de organismos bentónicos en zonas donde existe la presencia de actividad acuícola, con respecto a sitios donde no hay acuicultura presente.

Lo anterior se debe a que durante el muestreo 1, se encontraban 50 jaulas de tilapia en operación, con aproximadamente 49,000 peces dentro de ellas y a los cuales se les proporcionaban cerca de 347 kg de AF diariamente. Esto ocasionó que el MOS presente en la estación “Jaulas” estuviera conformado en un 30.80 % de los desechos provenientes de la UPA “El Vicenteño”, proviendo del alimento necesario para que la población de caracoles proliferara en el sitio. Lo anterior se debe a que, según Živić *et al.* (2009), en zonas donde la contaminación es moderada y hay una gran disponibilidad de alimento en forma MOP y MOS, las poblaciones de organismos bentónicos son capaces de crecer de una manera considerable.

Lo anterior explica el hecho de que a lo largo de las nueve estaciones de muestreo se encuentre la misma especie de caracoles. Además, concuerda con los resultados de los demás parámetros analizados (OD, pH y DBO₅), en que el impacto ejercido por el aporte de MO por parte de UPA “El vicenteño” es moderado.

En cuanto a las demás estaciones, la disminución en las densidades de caracoles conforme la distancia a partir de la UPA es mayor, ya ha sido reportada por otros autores (Demir *et al.*, 2001; Živić *et al.*, 2009). Esto es debido a que los aportes de AF y HF por parte de las jaulas de tilapia son menores conforme la distancia aumenta, ocasionando que los efectos ocasionados por dichos desechos sean menores.

Por otro lado, durante el muestreo 2 las densidades de caracoles en la estación “Jaulas” disminuyeron drásticamente de $218.4 \pm 84.7 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$ durante el muestreo 1 a $47.28 \pm 1.93 \text{ Org}\cdot\text{l}^{-1}$ durante el muestreo 2. Esto se debe a que, a diferencia de lo ocurrido durante el muestreo 1, solo 4 jaulas de tilapia se encontraban en operación, con aproximadamente 3,600 peces a los cuales se les proporcionaban cerca de 30 kg de AF diariamente.

La disminución en la cantidad de peces y en el alimento que se les suministraba diariamente, llevó a que el aporte diario de desechos fuera considerablemente menor, ocasionando que la población de caracoles disminuyera debido a la falta del alimento necesario para soportar densidades como las registradas durante el muestreo 1.

Esto no sucede con las demás estaciones ya que los caracoles en esas estaciones no dependen del aporte de MO proveniente de las jaulas de tilapia. Por lo tanto, una disminución en la cantidad de desechos generados por las jaulas de tilapia no representa un problema para la sustentabilidad de los caracoles presentes en dichos sitios. Lo anterior se vio evidenciado en la poca variabilidad que hubo entre las densidades del muestreo 1 con respecto a las del muestreo 2, donde la única estación donde las densidades se vieron considerablemente afectadas, fue la estación “Jaulas”.

En el estudio realizado por Zhou (2012), se encontraron resultados similares a los del presente trabajo. Zhou (2012) encontró que las variaciones temporales en las densidades de organismos bentónicos en un sitio donde opera una UPA, con respecto a un sitio control, fueron mayores debido al efecto

provocado por la acuicultura. Sin embargo, los autores no profundizan en las razones que los llevaron a tal conclusión.

8.7. Granulometría

Durante ambos muestreos se pudo observar un comportamiento similar en la composición del sedimento presente en el área de estudio, todas las estaciones presentaron un porcentaje de limos-arcillas-arenas muy similar. La única estación que no se comportó del mismo modo fue la estación “Control”, con un porcentaje de arenas que considerablemente mayor al de las demás estaciones de muestreo.

Esta diferencia, entre las características del sedimento con respecto a las demás estaciones, se debe a que la estación “Control” se encuentra ubicada agua arriba a 1.25 km a partir de las “Jaulas”, justo después de un meandro. Estas zonas se caracterizan por ser de mayor energía y debido a que solo las partículas grandes son capaces de sedimentarse, normalmente presentan una mayor presencia de arenas, a diferencia de las zonas donde el río es más recto y la energía va disminuyendo (estaciones 2-9), permitiendo una mayor sedimentación de las partículas finas como limos y arcillas, las cuales a su vez están relacionadas con la presencia de MO (Awasthi, 1970; Opreanu *et al.*, 2007; Parker, 1991; Pizzuto, 1995; Batten & Hindall, 1980).

8.8. Carbono orgánico

Durante los muestreos 1 y 2, fue posible observar como la estación “Control” registró los valores de %CO más elevados, esto se debe a que fue la estación con mayor contenido de arenas (23.38 % y $30.99 \pm 0.18\%$, respectivamente). Por lo tanto, después de que se aplicara el factor de corrección por diferencias de tamaño de grano, los valores de %CO aumentaron considerablemente.

Por otra parte, fue posible apreciar un aumento en el %CO conforme las estaciones se acercaban a la cortina de la P.C.R. San Rafael y el flujo de agua era menor. Esto también fue reportado por Jacome de Solorzano y Llanos de Bonilla

(1990), quienes encontraron que en la parte superior del río Jubones, en zonas con un mayor flujo de corriente, el %CO era de 5 %, mientras que en la zona cercana a la desembocadura del río, donde la corrientes disminuía considerablemente, el %CO era mayor (17.35%).

Lo anterior se debe a que, las zonas donde la energía del flujo de agua es menor permiten una mayor sedimentación del material que se encuentra en suspensión (Jacome de Solorzano y Llanos de Bonilla, 1990). Además de esto, se observó como en la estación “Jaulas” registró un aumento drástico en el %CO en sedimento. Este aumento fue consecuencia de la actividad acuícola presente en esa zona, ya que gran parte del AF no consumido y HF provenientes de las jaulas de tilapia terminaba acumulándose en el fondo, sumándose al aporte natural de MO por parte del sistema (Wu *et al.*, 1994; Holmer & Kristensen, 1992).

Karakassis *et al.* (2000), encontraron resultados similares a los del presente estudio al analizar el %CO en el sedimento en tres sitios del mediterráneo. Los autores reportaron que el %CO en la zona cercana a las jaulas (0-10 m) del primer sitio eran de ~3.2 %, mientras que el “Control” presentaba un %CO de ~1.5 %, para el segundo punto de muestreo la diferencia fue mayor con ~0.5 % para el “Control” y ~1.8 para la zona cercana a las jaulas (0-10 m), mientras que el tercer sitio mostró una menor variación con valores de ~0.2 % en el “Control” y ~1.1 % en la zona de cercana a las jaulas (0-10 m).

Fue posible apreciar un ligero aumento en el %CO (0.12 %) para el caso del muestreo 2. Dicho aumento se debió a la acumulación de los desechos provenientes de la UPA “El Vicenteño”, ya que aún cuando la actividad acuícola era casi nula, se seguía suministrando AF a los peces que se encontraban dentro de las jaulas (~3,600 peces).

Otro factor a considerar es la gran mortandad de caracoles que se sucedió durante el muestreo 1 debido a la disminución en los aportes de MO proveniente de la UPA. Dichos caracoles, pasaron a formar parte del CO presente en el sedimento al momento de descomponerse. Por lo tanto, debido a que la mayor

densidad de caracoles se encontraba debajo de las “Jaulas”, el aumento en el %CO en el sedimento de esta estación fue ligeramente mayor al de las demás.

Lo anterior ya fue reportado por Nath *et al.* (2012), quienes analizaron el efecto provocado por la extracción de nódulos de manganeso en el bentos de la cuenca central del Indico y determinaron que las zonas perturbadas por la extracción de nódulos de manganeso presentaban un incremento mayor a 30 % en el %CO después de que se realizara la extracción y el fondo fuera perturbado. Esto se atribuyó a la remoción y redeposición de partículas finas en el fondo, así como también a la acumulación de caracoles muertos durante el proceso de extracción de nódulos de manganeso.

Sin embargo, trabajos como el de Holmer & Kristensen (1992) reportan que la concentración de CO debajo una UPA de trucha era cercana a cero durante el tiempo que la UPA no se encontraba en operación. Esto debido a que las fuertes corrientes en la zona resuspendían el sedimento y transportaban el MO a otras áreas. Además, la falta de actividad acuícola prevenía la acumulación de desechos durante esa época. Durante el presente estudio no fue posible apreciar una disminución en el %CO debido a que la actividad acuícola en la zona nunca cesó y las cuatro jaulas que se encontraban en operación durante el muestreo 2, continuaron generando un aporte pequeño, pero constante, de AF y HF al sedimento. Además, la velocidad con la que la MO proveniente del cultivo era consumida disminuyó al momento en que se presentó una disminución en las densidades de caracoles de la estación “Jaulas”.

El tiempo durante el cual son apreciables las alteraciones sobre el bentos depende en gran medida de lo dinámico que sea un sistema, por ejemplo, para el caso de los ríos, la recuperación es relativamente rápida debido a que la corriente de agua transporta los desechos de una manera más eficiente (Holmer & Kristensen, 1992) a como sucede en sistemas como lagos o lagunas costeras, además de esto, la presencia de comunidades de organismos bentónicos es un factor importante ya que consumen la MO que se encuentra en exceso (Doughty and McPhail, 1995).

IX. CONCLUSIONES

- Los resultados obtenidos del análisis de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ llevaron a no rechazar la hipótesis 1, ya que permitieron identificar una acumulación de desechos provenientes de la UPA “El Vicenteño” en la estación “Jaulas”, así como en la estación 7, ubicada 500 metros corriente abajo con respecto a la UPA “El Vicenteño”.
- Mediante el uso de la relación C/N y el $\delta^{13}\text{C}$, fue posible identificar el origen del MOS (origen terrestre) y MOP (fitoplancton de origen lacustre) analizado durante el presente estudio.
- Los parámetros fisicoquímicos DBO_5 , pH y %CO, llevaron a no rechazar la hipótesis 2, ya que fueron capaces de detectar el efecto provocado por los desechos generados por la UPA “El Vicenteño” en la zona de estudio.
- La población de caracoles del género *Stagnicola*, funcionó como un bioindicador del enriquecimiento de MO proveniente de la UPA “El Vicenteño”, mostrando un aumento en la densidad de caracoles cuando el aporte de desechos era mayor.

X. RECOMENDACIONES

- A pesar de que el presente estudio se realizó en un sistema donde el comportamiento de las corrientes es considerado como predecible, es necesario realizar un análisis de las corrientes de agua presentes en el sitio, con la finalidad de determinar de un modo más preciso, la manera en que se dispersan los desechos provenientes de la UPA en el ambiente, especialmente en sistemas acuáticos donde el comportamiento de las corrientes no es tan predecible como en un río.
- Se deben identificar las principales fuente de MO que participan en la mezcla de MO a analizar, ya que de esto depende la confiabilidad de los resultados obtenidos con el programa MixSIR.
- Se recomienda realizar un estudio más detallado sobre los procesos de descomposición y el fraccionamiento isotópico de la MO en el sistema, es necesario para obtener resultados más precisos al utilizar el programa MixSIR.
- En cuanto a la fauna bentónica, sería recomendable realizar un análisis isotópico a la comunidad de organismos bentónicos de la zona, esto con la finalidad de determinar con certeza que la MO proveniente de la UPA se está incorporando a la comunidad béntica y que esta es afectada por la actividad acuícola.
- En caso de que se deseé expandir la actividad acuícola en la zona, es necesario realizar un estudio sobre la capacidad de carga del sistema, ya que si bien, los resultados en el presente estudio mostraron un impacto moderado por parte de los desechos generados por la UPA “El Vicenteño”, hay evidencia de que los efectos de la acuicultura en el medio ambiente están relacionados positivamente con los volúmenes de producción en las UPA’s.
- Se recomienda hacer un estudio sobre la cantidad adecuada de alimento formulado que debe ser proporcionado a los peces del cultivo, esto con la

finalidad de disminuir la cantidad de residuos generados por la UPA al ecosistema. El manejo adecuado de la cantidad de alimento suministrado contribuirá a una reducción en los costos de producción.

XI. BIBLIOGRAFÍA

- Awasthi A.K., 1970. Skewness as an environmental indicator in the Solani river system, Roorkee (India). *Sedimentary Geology*, 4: 177-183.
- Batten W.G. & Hindall S.M., 1980. Sediment deposition in the white river reservoir, northwestern Wisconsin. Geological Survey Water-Supply paper 2069.
- Bergamaschi B.A., Tsamakis E., Keil R.G., Eglinton T.I., Montlucon D.B. & Hedges J.I., 1997. The effect of grain size and surface area on organic matter, lignin and carbohydrate concentration, and molecular compositions in Peru Margin sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(6): 1247-1260.
- Beveridge M., 1984. Cage and pen fish farming. FAO fisheries technical paper 255. pp 131.
- Beveridge M., 2004. Cage aquaculture. Third edition Blackwell Publishing Ltd. Oxford, England. pp 360.
- Boaventura R., Pedro A.M., Coimbra J. & Lencastre E., 1997. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, 95 (3): 379-387.
- Burch J.B. & Cruz-Reyes A., 1987. Clave genérica para la identificación de Gastrópodos de agua dulce en México. Instituto de Biología UNAM. Primera edición (1987). pp. 46.
- Burkhardt S., Riebesell U. & Zondervan I., 1999. Stable carbon isotope fractionation by marine phytoplankton in response to daylength, growth rate, and CO₂ availability. *Marine Ecology Progress Series*, 184: 31-41.
- Caballero E., 1989. Fraccionamiento isotópico: Efecto de la composición Química. *Estudios geológicos*, 45 (1989): 299-314.

- Carabel S., Godínez-Dominguez E., Verísimo P., Fernández L. y Freire J.. An assessment of sample processing methods for stable isotope analyses of marine food webs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 336: 254–261.
- Clesceri L.S., Greenberg A.E. & Eaton A.D., 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition. APHA American Public Health Association.
- Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CECA), CE-CCA-001/89. Publicados en el Diario Oficial de la Federación el 13 de diciembre de 1989.
- Dames & Moore de México, S. de R. L. de C. V., 2007. *Manifestación de Impacto Ambiental, Modalidad Particular del Sector Eléctrico, Proyecto de Equipamiento de Generadora Eléctrica San Rafael*, Municipio de El Nayar, Nayarit, México. pp. 91.
- de Lange G. J., van Os B., Pruyers P. A., Middelburg J. J., Castradori D., van Santvoort P., Müller P. J., Eggenkamp H. & Prahil F. G., 1994. Possible early diagenetic alteration of palaeo proxies. En *Carbon Cycling in the Glacial Ocean: Constraints on the Ocean's Role in Global Change*. Editorial R. Zahn *et al.*, NATO ASI Series, 1 (17): 225–258.
- De La Lanza-Espino G. & Gómez-Aguirre S., 1999. Fisiología del agua y cosecha de fitoplancton en una laguna costera tropical. *Ciencia Ergo Sum*, Julio, volumen 6, número dos. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México. pp 147-153.
- Demir N., Kirkagac M.U., Pulatsü S. & Bekcan S., 2001. Influence of trout cage culture on water quality, plankton and benthos in an anatolian dam lake. *The Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgeh*, 53(3-4): 115-127.

- Ding F., Cai J.D., Song M.S. & Yuan P., 2013. The relationship between organic matter and specific surface area in <math><2\ \mu\text{m}</math> clay size fraction of muddy source rock. *Science China Earth Sciences*, 56 (8): 1343-1349.
- Dobrowolski Z., 1987b. The application of benthic indices for evaluation of caged trout culture's influence on the littoral of the Letowskie Lake. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 34: 579-591.
- Doughty C.R. & McPhail C.D., 1995. Monitoring the environmental impacts and consent compliance of freshwater fish farms. *Aquaculture Research*, 26: 557-565.
- Falkowski P.G., 1991. Species variability in the fractionation of ^{13}C and ^{12}C by marine phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 13: 21-28.
- Farquhar G.D., Ehleringer J. R., Hubick K. T., 1989. Carbon Isotope Discrimination and Photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 40 (1989): 503-537.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2012. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2012. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Findlay R.H., Watling L. & Mayer L.M., 1995. Environmental Impact of Salmon Net-Pen Culture on Marine Benthic Communities in Maine: A Case Study. *Estuaries*, 18 (1A): 145-179.
- Freudenthal T., Wagner T., Wenzhöfer F., Zabel M., Wefer G., 2001. Early diagenesis of organic matter from sediments of the eastern subtropical Atlantic: Evidence from stable nitrogen and carbon isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65 (11): 1795–1808.

- Gilabert de Brito J., López de Rojas I. y Pérez de Roberti R., 1990. Análisis de suelos para diagnóstico de fertilidad. Manual de métodos y procedimientos de referencia. pp. 31-311.
- Gondwe M.J., Guildford S.J. & Hecky R.E., 2012. Tracing the flux of aquaculture-derived organic wastes in the southeast arm of Lake Malawi using carbon and nitrogen stable isotopes. *Aquaculture*, 350-353: 8–18
- Gowen R.J., 1994. Managing eutrophication associated with aquaculture development. *Journal of Applied Ichthyology*, 10: 242-257.
- Grey J., Waldron S. & Hutchinson R., 2004. The utility of carbon and nitrogen isotope analyses to trace contributions from fish farms to the receiving communities of freshwater lakes: a pilot study in Esthwaite Water, UK. *Hydrobiologia*, 524: 253–262.
- Guzmán-Arroyo M., Orbe-Mendoza A., Maciel-Flores R. & López-Hernández M. 2009. El Impacto de la PH Aguamilpa en las especies pesqueras, en la Cuenca Baja del Río Santiago, Nayarit. 175-188. En Peniche-Camps, S. y Guzmán-Arroyo, M., 2009. Estudios de la cuenca del rio Santiago. Un enfoque multidisciplinario. Editorial Paramo. pp. 200.
- Hayami Y., Ohmori K, Yoshino K & Garono Y.S., 2008. Observation of anoxic water mass in a tropical reservoir: the Cirata Reservoir in Java, Indonesia. *Limnology*, 9 (1): 81-87.
- Holmer M. & Kristensen E., 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Marine ecology progress series*, 80: 191-201.
- Holmes M.E., Eichner C., Struck U. & Wefer G., 1999. Reconstruction of surface ocean nutrient utilization using stable nitrogen isotopes in sinking particles

and sediments. In *The Use of Proxies in Paleoceanography: Examples from the South Atlantic*. Editorial G. Fischer and G. Wefer. pp. 447–468.

Horowitz A.J., 1985. A primer on trace metal-sediment chemistry. U.S. Geological Survey Water-Supply. Paper 2277. pp. 67.

Hua-Yun X. & Cong-Qiang L., 2010. Identifying organic matter provenance in sediments using isotopic ratios in an urban river. *Geochemical Journal*, 44: 181-187.

Jacome de Solorzano M. & Llanos de Bonilla L., 1990. Estudio de la materia orgánica en los sedimentos del Río Jubones, en el área comprendida entre el puente de la iberia hasta su desembocadura. *Acta Oceanográfica del Pacífico*. INOCAR. Ecuador 6(1): 96-102.

Johnson R.K., Wiederholm T. & Rosenberg D.M., 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. pp. 40-158 en Rosenberg D.M. & Resh V.H., editors. *Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates*. Chapman & Hall, London.

Kadowaki S., 1989. Oxygen consumption of remaining feed and feces in pen culture of yellowtail *Seriola quinqueradiata* and red sea bream *Pagrus major*. *Suisanzoshoku* 37: 27–33. In Yokoyama, 2010. Monitoring, assessment and management of fish farm environments in Japan. *Reviews in Aquaculture*, 2: 154–165.

Kadowaki S. & Hirata H., 1984. Oxygen distribution in the coastal fish farm – I. Effects of feeding on the distribution patterns. *Suisanzoshoku* 32: 142–147. In Yokoyama, 2010. Monitoring, assessment and management of fish farm environments in Japan. *Reviews in Aquaculture*, 2: 154–165.

Kadowaki S., Inazuka Y. & Hirata H., 1984. Ecological survey of sediment flux in coastal fish farms – I. Decomposition features of the flux. *Memoirs of the*

- Faculty of Fisheries, Kagoshima University 33: 43–49. In Yokoyama, 2010. Monitoring, assessment and management of fish farm environments in Japan. *Reviews in Aquaculture* 2: 154–165.
- Karaca I. & Palatsü S., 2003. The Effect of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) Cage Culture on Benthic Macrofauna in Kesikk.pr. Dam Lake. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Science*, 27: 1141-1146.
- Karakassis I., Tsapakis M., Hatziyanni E., Papadopoulou K.N. & Plaiti W., 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1462–1471.
- Kendra W., 1989. Quality and Fate of Fish Hatchery Effluents During the Summer Low Flow Season. Washington State Department of Ecology, Environmental Investigations and Laboratory Services Program. Publication No. 89-17. pp. 68.
- Kukert H. & Riebesell U., 1998. Phytoplankton carbon isotope fractionation during a diatom spring bloom in a Norwegian fjord. *Marine Ecology Progress Series*, 173: 127-137.
- Layman C.A., Araujo M.S., Boucek R., Hammerschlag-Peyer C.M., Harrison E., Jud Z.R., Matich P., Rosenblatt A.E., Vaudo J.J., Yeager L.A., Post D.M., Bearhop S., 2011. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological Reviews*. 87 (3): 545–562.
- Lojen S., Spanier E., Tsemel A. & Katz T., 2005. $\delta^{15}\text{N}$ as a natural tracer of particulate nitrogen effluents released from marine aquaculture. *Marine Biology*, 148: 87–96.
- Loring D.H. & Rantala R.T.T., 1977. Geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Fisheries and Marine Service. Technical report No. 700. pp 58.

- Malvern Instruments Limited, 2012. A Basic Guide to Particle Characterization. pp. 26.
- Mazzola A., Mirto S., La Rosa T., Fabiano M. & Danovaro R., 2000. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1454–1461.
- Mayer L.M., 1994. Surface area control of organic carbon accumulation in continental shelf sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58 (4): 1271–1284.
- Meyers P.A., 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology*, 114: 289-302.
- Meyers P.A. & Lallier-Verges E., 1999. Lacustrine sedimentary organic matter records of Late Quaternary paleoclimates. *Journal of Paleolimnology*, 21: 345–372.
- Meyers P.A. & Teranes J. L., 2001. Sediment organic matter, pp. 239–269. En Last W. M. & Smol J. P. [eds.], *Tracking environmental change using lake sediments*, v. 2. Physical and geochemical methods. Kluwer.
- Michener R. & Lajtha K., 2007. *Stable Isotopes. Ecology and Environmental Science*. Second edition. Blackwell Publishing. pp. 594.
- Middelburg J. J. & J. Nieuwenhuize 2001. Nitrogen isotope tracing of dissolved inorganic nitrogen behaviour in tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 385–391.
- Mirasooli E., Nezami S., Ghorbani R., Khara H. & Talebi M., 2012. The Impact of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Farm Effluents on Water Quality. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 4 (4): 330-334.
- Moore J.W. & Semmens B.X., 2008. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecology Letters*, 11: 470–480.

- Morales-Serna F.N., 2006. Variación espacial y temporal de la densidad y diversidad de los copépodos bentónicos en el estero de Urias, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán.
- Nakatsuka T., Handa N., Harada N., Sugimoto T. & Imaizumi S., 1997. Origin and decomposition of sinking particulate organic matter in the deep water column inferred from the vertical distributions of its $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{14}\text{C}$. *Deep-Sea Research I*, 44 (12): 1957-1979.
- Nath B.N., Khadge N.H., Nabar S., Kumar C.R., Ingole B.S., Valsangkar A.B., Sharma R. & Srinivas K., 2012. Monitoring the sedimentary carbon in an artificially disturbed deep-sea sedimentary environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 2829-2844.
- Nixon S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- Nyanti L., Hii K.M., Sow A., Norhadi I. & Ling T.Y., 2012. Impacts of Aquaculture at Different Depths and Distances from Cage Culture Sites in Batang Ai Hydroelectric Dam Reservoir, Sarawak, Malaysia. *World Applied Sciences Journal*, 19 (4): 451-456.
- O'Leary M.H., 1988. Carbon Isotopes in Photosynthesis: Fractionation techniques may reveal new aspects of carbon dynamics in plants. *BioScience*, 38 (5): 328-336.
- Olivas-Silva R., De la O-Villanueva M. & Villalba-Atondo A.I., 1992. Estudio sedimentológico de la laguna costera Santa Rosa, Sonora, México. *Boletín del Departamento de Geología. Universidad de Sonora*, 9 (2): 85-100.
- Opreanu G., Oaie G. & Păun F., 2007. the dynamic significance of the grain size of sediments transported and deposited by the danube. *GeoEcoMarina*, 13 (1): 111-119.

- Osuchowski K.M., 2013. Role of Temperature and Organic Degradation on the Persistence of Stable Isotopes of Carbon and Nitrogen in Aquaculture Waste. University of Guelph. Tesis de Maestria. pp 200.
- Parker G., 1991. Selective sorting and abrasion of river gravel. *Journal of Hydraulic Engineering*, 17: 131-149.
- Peterson B.J., 1999. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: a review. *Acta Oecologica*, 20: 479–487.
- Phillips D.L. & Gregg J.W., 2001. Uncertainty in source partitioning using stable isotopes. *Oecologia*, 127:171–179.
- Phillips D.L. & Gregg J.W., 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia*, 136: 261–269.
- Phillips D.L. & Koch P.L., 2002. Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models. *Oecologia*, 130:114–125.
- Pillay T.V.R., 2008. *Aquaculture and the Environment*. Second edition. John Wiley & Sons. pp. 208.
- Pizzuto J. E., 1995. Down stream fining a network of gravel bedded rivers. *Water Resources Research*, 31: 753 -759.
- Roldan-Perez G.A. & Ramirez-Restrepo J.J., 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. Vol. 15. Universidad de Antioquia. pp 440.
- Ross L.G., Falconer L.L., Campos-Mendoza A. & Martinez-Palacios C.A.. 2011. Spatial modelling for freshwater cage location in the Presa Adolfo Mateos Lopez (El Infiernillo), Michoacán, México. *Aquaculture Research*, 42: 797-807.
- SAGARPA, 2011. *Anuario Estadístico de Pesca 2011*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.

- Salazar-Hermoso F., 2007. Evaluation of stable isotopes for the identification of aquaculture waste in the aquatic environment. University of Guelph. Tesis de Maestria. pp 107.
- SEMARNAT, 2013. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental. Edición 2012. México. 2013.
- U.S. Environmental Protection Agency and Puget Sound Water Authority, 2003. Recommended Protocols for Measuring Conventional Sediment Variables in Puget Sound. pp. 44.
- Vizzini S. & Mazzola A., 2004. Stable isotope evidence for the environmental impact of a land-based fish farm in the western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 61–70.
- Vizzini S. & Mazzola A., 2006. The effects of anthropogenic organic matter inputs on stable carbon and nitrogen isotopes in organisms from different trophic levels in a southern Mediterranean coastal area. *Science of the Total Environment*, 368: 723–731.
- Wu R.S.S., 1995. The Environmental Impact of Marine Fish Culture: Towards a Sustainable Future. *Marine pollution bulletin*, 31: 159-165.
- Wu R.S.S., Lam K.S. & MacKay D.W., 1994. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: A case of study in the sub-tropical environment. *Marine Environmental Research*, 38: 115-145.
- Yokoyama H., Abo K. & Ishihi Y., 2006. Quantifying aquaculture-derived organic matter in the sediment in and around a coastal fish farm using stable carbon and nitrogen isotope ratios. *Aquaculture*, 254: 411–425.
- Yokoyama H., 2010. Monitoring, assessment and management of fish farm environments in Japan. *Reviews in Aquaculture*, 2: 154–165.

Zhou J., 2012. Impacts of mariculture practices on the temporal distribution of macrobenthos in Sandu Bay, South China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. 30 (3): 388-396.

Živić I., Marković z. & Živić M., 2009. Influence of a trout farm on macrozoobenthos communities of the Trešnjica river, Serbia. *Archives of Biological Science Belgrade*, 61 (3): 483-502.

APÉNDICE I

Concentraciones de oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Promedio \pm D.E.) por estaciones para los muestreos 1 (22/02/13) y 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

Concentración de OD ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Promedio \pm D.E.) por estación y por profundidad registrados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 1 (22/02/13).

Profundidad (m)	Control	2	3	Jaulas	5	6	7	8	9
0	9.2 \pm 0.2	9.4 \pm 0.1	9.3 \pm 0.1	9.3 \pm 0.4	9.6 \pm 0.2	9.5 \pm 0.2	9.5 \pm 0.1	9.3 \pm 0.1	9.0 \pm 0.1
2	9.4 \pm 0.0	8.8 \pm 0.4	9.1 \pm 0.4	9.4 \pm 0.4	9.0 \pm 0.2	9.0 \pm 0.4	9.7 \pm 0.0	8.9 \pm 0.5	8.7 \pm 0.2
4	8.6 \pm 1.0	7.5 \pm 0.3	7.8 \pm 0.3	7.8 \pm 0.1	7.6 \pm 0.2	8.0 \pm 0.2	8.4 \pm 0.3	8.3 \pm 0.2	7.5 \pm 0.0
6	7.6 \pm 0.3	7.3 \pm 0.0	7.3 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0	7.4 \pm 0.0	7.6 \pm 0.1	7.5 \pm 0.3	7.6 \pm 0.5	7.1 \pm 0.0
8	7.3 \pm 0.1	6.9 \pm 0.5	7.3 \pm 0.0	7.2 \pm 0.3	7.4 \pm 0.0	7.1 \pm 0.1	7.1 \pm 0.1	7.1 \pm 0.0	6.7 \pm 0.0
10	-	-	7.2 \pm 0.0	-	7.3 \pm 0.1	6.6 \pm 0.1	7.0 \pm 0.1	6.8 \pm 0.2	6.3 \pm 0.0
12	-	-	-	-	7.3 \pm 0.0	-	-	6.7 \pm 0.3	6.2 \pm 0.0
Promedio general (Promedio \pm D.E.)	8.2 \pm 1.0	7.9 \pm 1.1	7.9 \pm 0.9	8.1 \pm 1.0	7.9 \pm 0.9	8.0 \pm 1.1	8.2 \pm 1.2	7.8 \pm 1.0	7.6 \pm 1.1

Concentraciones de OD ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Promedio \pm D.E.) por estación y por profundidad registrados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 2 (15/05/13).

Profundidad (m)	Control	2	3	Jaulas	5	6	7	8	9
0	12.0 \pm 0.1	11.9 \pm 0.9	12.5 \pm 0.4	11.2 \pm 0.7	13.8 \pm 1.2	14.4 \pm 0.1	13.7 \pm 0.0	13.3 \pm 0.2	13.3 \pm 0.3
2	9.3 \pm 0.1	10.8 \pm 0.1	9.7 \pm 1.5	9.1 \pm 0.4	9.7 \pm 0.2	10.5 \pm 0.6	9.9 \pm 0.1	10.7 \pm 0.2	10.2 \pm 0.4
4	8.3 \pm 0.1	8.0 \pm 0.1	8.2 \pm 0.3	8.4 \pm 0.1	8.3 \pm 1.1	8.3 \pm 0.0	8.3 \pm 0.0	8.7 \pm 0.3	8.8 \pm 0.0
6	6.4 \pm 0.2	7.3 \pm 0.1	7.6 \pm 0.1	8.2 \pm 0.0	7.4 \pm 0.2	7.8 \pm 0.0	7.8 \pm 0.0	8.0 \pm 0.1	8.0 \pm 0.2
8	6.1 \pm 0.0	6.8 \pm 0.0	7.2 \pm 0.3	7.2 \pm 0.2	7.1 \pm 0.0	7.0 \pm 0.0	7.0 \pm 0.0	6.7 \pm 0.1	6.8 \pm 0.1
10	5.9 \pm 0.0	6.8 \pm 0.0	6.6 \pm 0.2	6.2 \pm 0.1	6.3 \pm 0.1	6.3 \pm 0.2	6.1 \pm 0.3	6.3 \pm 0.1	6.4 \pm 0.1
12	-	-	-	-	5.5 \pm 0.2	6.0 \pm 0.0	-	5.5 \pm 0.2	5.7 \pm 0.1
Promedio general (Promedio \pm D.E.)	7.9 \pm 2.2	8.9 \pm 2.2	8.5 \pm 2.0	8.3 \pm 1.5	8.1 \pm 3.0	8.7 \pm 2.9	8.7 \pm 2.5	8.3 \pm 2.5	8.4 \pm 2.5

APÉNDICE II

Valores de pH (Promedio \pm D.E.) por estaciones para los muestreos 1 (22/02/13) y 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

Valores de pH (Promedio \pm D.E.) por estación y por profundidad registrados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 1 (22/02/13). Las letras iguales indican los grupos homogéneos encontrados en el análisis de Kruskal-Wallis.

Profundidad (m)	Control	2	3	Jaulas	5	6	7	8	9
0	7.9 \pm 0.0	8.0 \pm 0.0	7.9 \pm 0.1	7.7 \pm 0.1	8.0 \pm 0.0	8.0 \pm 0.0	8.0 \pm 0.0	8.1 \pm 0.0	8.0 \pm 0.0
2	7.9 \pm 0.0	7.8 \pm 0.0	7.9 \pm 0.0	7.8 \pm 0.0	7.9 \pm 0.0	7.9 \pm 0.0	8.0 \pm 0.0	8.0 \pm 0.0	7.9 \pm 0.0
4	7.7 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.8 \pm 0.0	7.8 \pm 0.0	7.8 \pm 0.0	7.8 \pm 0.0
6	7.6 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.4 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0
8	7.5 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.4 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0
10			7.6 \pm 0.0		7.7 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0
12					7.6 \pm 0.0			7.6 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0
Promedio general (Promedio \pm D.E.)	7.6 \pm 0.2 ^{ab}	7.7 \pm 0.2 ^{ab}	7.7 \pm 0.2 ^{ab}	7.5 \pm 0.2 ^a	7.8 \pm 0.1 ^b	7.7 \pm 0.2 ^{ab}	7.7 \pm 0.2 ^{ab}	7.8 \pm 0.2 ^b	7.7 \pm 0.2 ^{ab}

Valores de pH (Promedio \pm D.E.) por estación y por profundidad registrados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 2 (15/05/13). Las letras iguales indican los grupos homogéneos encontrados en el análisis de Kruskal-Wallis.

Profundidad (m)	Control	2	3	Jaulas	5	6	7	8	9
0	7.8 \pm 0.0	7.4 \pm 0.3	7.8 \pm 0.0	7.3 \pm 0.4	7.8 \pm 0.1	7.7 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.6 \pm 0.1
2	7.7 \pm 0.0	6.9 \pm 0.1	7.7 \pm 0.0	7.0 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0
4	7.7 \pm 0.0	6.6 \pm 0.1	7.7 \pm 0.0	6.9 \pm 0.1	7.7 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.6 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0	7.3 \pm 0.0
6	7.6 \pm 0.0	6.3 \pm 0.1	7.6 \pm 0.0	6.5 \pm 0.0	7.7 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0	7.5 \pm 0.0	7.4 \pm 0.0	7.3 \pm 0.0
8	7.5 \pm 0.1	6.0 \pm 0.0	7.4 \pm 0.2	6.4 \pm 0.1	7.7 \pm 0.0	7.4 \pm 0.0	7.4 \pm 0.0	7.3 \pm 0.0	7.2 \pm 0.1
10	7.2 \pm 0.2	5.5 \pm 0.2	6.8 \pm 0.3	6.0 \pm 0.1	7.5 \pm 0.1	7.5 \pm 0.0	7.2 \pm 0.1	7.2 \pm 0.1	7.1 \pm 0.0
12	-	-	-	-	7.1 \pm 0.2	7.3 \pm 0.1	-	6.9 \pm 0.2	7.0 \pm 0.1
Promedio general (Promedio \pm D.E.)	7.5 \pm 0.2 ^d	6.2 \pm 0.6 ^{ab}	7.3 \pm 0.3 ^{cd}	6.5 \pm 0.5 ^a	7.4 \pm 0.3 ^d	7.5 \pm 0.1 ^{cd}	7.5 \pm 0.2 ^{cd}	7.3 \pm 0.2 ^{bcd}	7.2 \pm 0.2 ^{abc}

APÉNDICE III

Valores de temperatura (°C) (Promedio ± D.E.) por estaciones para los muestreos 1 (22/02/13) y 2 (15/05/13) en la P.C.R. San Rafael, Nayarit.

Valores de temperatura (°C) (Promedio ± D.E.) por estación y por profundidad registrados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 1 (22/02/13).

Profundidad (m)	Control	2	3	Jaulas	5	6	7	8	9
0	26.7 ± 0.0	26.0 ± 0.0	26.1 ± 0.0	26.7 ± 0.0	25.8 ± 0.0	25.8 ± 0.0	25.8 ± 0.1	25.2 ± 0.0	25.6 ± 0.0
2	26.1 ± 0.0	24.7 ± 0.1	25.3 ± 0.0	24.9 ± 0.2	25.1 ± 0.0	25.1 ± 0.1	25.3 ± 0.1	24.8 ± 0.0	25.1 ± 0.1
4	24.3 ± 0.1	24.0 ± 0.0	24.1 ± 0.0	24.1 ± 0.0	24.1 ± 0.0	24.2 ± 0.0	24.3 ± 0.0	24.3 ± 0.0	24.1 ± 0.0
6	23.7 ± 0.0	24.0 ± 0.0	23.9 ± 0.0	24.0 ± 0.0	24.0 ± 0.0	24.1 ± 0.0	24.0 ± 0.0	24.0 ± 0.0	23.9 ± 0.0
8	23.7 ± 0.0	23.9 ± 0.0	23.9 ± 0.0	24.0 ± 0.0	24.0 ± 0.0	23.9 ± 0.0	23.9 ± 0.0	23.9 ± 0.0	23.8 ± 0.0
10			23.9 ± 0.0		23.9 ± 0.0	23.8 ± 0.0	23.8 ± 0.0	23.8 ± 0.0	23.8 ± 0.0
12					23.9 ± 0.0			23.8 ± 0.0	23.8 ± 0.0
Promedio general (Promedio ± D.E.)	24.7 ± 1.3	24.5 ± 0.8	24.5 ± 0.9	25.2 ± 0.3	24.4 ± 0.7	24.5 ± 0.8	24.5 ± 0.8	24.3 ± 0.5	24.5 ± 0.8

Valores de temperatura (°C) (Promedio ± D.E.) por estación y por profundidad registrados en la P.C.R. San Rafael, Nayarit, durante el muestreo 2 (15/05/13).

Profundidad (m)	Control	2	3	Jaulas	5	6	7	8	9
0	25.8 ± 0.0	26.1 ± 0.1	26.3 ± 0.0	25.8 ± 0.0	27.3 ± 0.2	26.7 ± 0.1	26.3 ± 0.3	26.4 ± 0.2	26.5 ± 0.0
2	25.5 ± 0.0	25.6 ± 0.0	25.4 ± 0.1	25.4 ± 0.0	25.5 ± 0.0	25.7 ± 0.0	25.7 ± 0.0	25.7 ± 0.0	25.7 ± 0.0
4	25.2 ± 0.0	25.1 ± 0.1	25.1 ± 0.0	25.2 ± 0.0	25.0 ± 0.1	25.2 ± 0.0	25.2 ± 0.0	25.2 ± 0.0	25.3 ± 0.0
6	24.5 ± 0.0	24.8 ± 0.0	24.9 ± 0.0	25.1 ± 0.0	24.8 ± 0.0	25.0 ± 0.0	25.0 ± 0.0	25.0 ± 0.0	25.1 ± 0.0
8	24.5 ± 0.0	24.7 ± 0.0	24.8 ± 0.0	24.8 ± 0.0	24.8 ± 0.0	24.8 ± 0.0	24.8 ± 0.0	24.8 ± 0.0	24.8 ± 0.0
10	24.4 ± 0.0	24.7 ± 0.0	24.7 ± 0.0	24.7 ± 0.0	24.6 ± 0.0	24.6 ± 0.0	24.6 ± 0.0	24.6 ± 0.0	24.6 ± 0.0
12					24.5 ± 0.0	24.6 ± 0.0		24.6 ± 0.0	24.6 ± 0.0
Promedio general (Promedio ± D.E.)	25.0 ± 0.6	25.3 ± 0.5	25.2 ± 0.5	25.2 ± 0.3	25.2 ± 0.9	25.2 ± 0.8	25.2 ± 0.6	25.1 ± 0.6	25.2 ± 0.6