



**Centro de Investigación en  
Alimentación y Desarrollo, A.C.**

**Evaluación del impacto de la actividad acuícola  
sobre la trama trófica de la laguna El Tóbari  
mediante isótopos estables C y N**

---

por:

**Ángel Martínez Durazo**

TESIS APROBADA POR LA

COORDINACIÓN DE CIENCIA DE LOS ALIMENTOS

Como requisito parcial para obtener el grado de

**MAESTRÍA EN CIENCIAS**

## APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Ángel Martínez Durazo, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestro en Ciencias



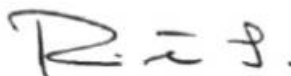
---

Dr. Martín Enrique Jara Marini  
Director de Tesis



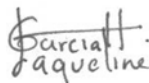
---

M.C. Leticia García Rico  
Asesor



---

Dra. Reina Castro Longoria  
Asesor



---

Dra. Jacqueline García Hernández  
Asesor

## DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en esta tesis es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). 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 General del 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**

Deseo externar mi más profundo agradecimiento al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por financiar mis estudios de posgrado.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD), por haberme aceptado como alumno en su programa de Maestría en Ciencias y por todo el apoyo brindado para que culminara mis estudios de posgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología que bajo el proyecto número CB-2008-C01-103522 de investigación básica, financió el desarrollo de esta tesis de maestría.

Al programa de becas mixtas del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, la cual me permitió realizar mi estancia en la Universidad de Arizona, con lo cual fortalecí este trabajo.

A mi director de tesis el Dr. Martín E. Jara Marini, por aceptarme como su estudiante de posgrado y brindarme su amistad. Por sus consejos, sus regaños y sus ánimos para que me superará como profesionista. Fue con usted con quien aprendí a hacerme responsable de mi trabajo. Siempre le estaré agradecido, gracias por todo.

Al Dr. Christopher Eastoe por abrirme las puertas del Laboratorio de Isotopía Ambiental de la Universidad de Arizona, además de capacitarme en la técnica de Espectrometría de Masas y por todo el apoyo brindado durante mi estancia en Tucson, Arizona.

A la M en C, Leticia García Rico por aceptar formar parte de mi comité. Por todas las sugerencias durante los seminarios y en el manuscrito, además de la convivencia académica.

A la Dra. Reina Castro Longoria porque gracias a ella soy quien soy académicamente. Estoy eternamente agradecido por lo que ha hecho por mí en el terreno profesional y como persona. No existen palabras para expresar mi agradecimiento.

A la Dra. Jacqueline García Hernández por aceptar ser parte de mi comité y asesorarme desde el CIAD Guaymas. Por todo el apoyo brindado, gracias.

A los M. en C. Germán Leyva y Daniela Aguilera de la Unidad Guaymas del CIAD, por proporcionarnos las muestras de aves y apoyarnos con los análisis de nutrientes.

A los habitantes del Paredón Colorado, El Paredoncito y Aceitunitas, Sonora. A Alma Valenzuela, Martín Palma, Gabriel Palma y Jesús Ruelas, por guiarnos y orientarnos en todos los muestreos.

A la Dra. Xiaoyu Zhang de la Universidad de Arizona, por todo el apoyo brindado durante el procesamiento de las muestras para los análisis de isótopos.

Al Dr. Rafael Del Río Salas por siempre estar al pendiente de mi trabajo y mostrar la mejor disposición cuando lo necesitaba, además de la ayuda que me proporcionó durante mi estancia en la Universidad de Arizona.

Al Dr. Enrique De La Re, por el apoyo que me brindó en los primeros semestres de la maestría, por las asesorías brindadas y su amistad.

Al Dr. José Manuel Grijalva Chon por su amistad y por sus ánimos hacia mi persona. Sus palabras me ayudaron a seguir adelante por este camino.

Al personal administrativo, de mantenimiento y guardias del CIAD por facilitarme el trabajo de campo y de laboratorio.

A mis compañeros del CIAD, especialmente a Dalia Ríos García, Martín Moreno Hernández, Pablo Valenzuela Avendaño, Daniel Miramón, Hiram Bracamonte Hernández, David Hurtado Félix, Fabiola Cabral Torres y muchos más que por falta de espacio no nombro. Por los gratos momentos que vivimos juntos, gracias.

A mis buenos amigos de la Licenciatura en Biología especialmente a Martha Del Río Salas por todos los momentos que hemos compartido y la relación de hermandad que hemos fortalecido con el tiempo. También deseo externar mi aprecio hacia mis compañeros Luis Ochoa Castillo, Ramón Pacheco Ordaz, José Manuel Ayala Galaz, Orlando Tapia Ortiz, Martín Rodrigo Acedo Valdez, Sergio Leal Soto, Manuel Lastra Encinas, Jaime Martínez Reyes, Ana Martínez Vargas, Edgar Arzola Sotelo, Nayeli Cano Martínez y Francisco Monteverde Valenzuela. Por los años de amistad que hemos compartido, gracias.

A mi amigo Francisco. David Castillo Monzón y a su familia, especialmente a su padre el Sr. Francisco. David Castillo Encinas, por siempre echarme la mano en todo lo que estuvo a su alcance, no tengo palabras para agradecerles. Gracias.

## DEDICATORIA

Dedico el presente trabajo a mi padre, Ángel Martínez Rangel, por ser una gran persona y una fuente de inspiración. A mi madre, Natalia Susana Durazo Amaya, por siempre estar cuando la necesito, además de haberme sacado adelante todos estos años. Gracias a ella he llegado hasta donde estoy.

A mis abuelos, especialmente a mi abuelo el Sr. Víctor Manuel Durazo Gaxiola, por enseñarme a amar a la naturaleza. Fueron sus enseñanzas las que me definieron como Biólogo.

A mis hermanos Carlos y Alejandro, por los buenos y malos momentos compartidos.

A Dalia Isabel Ríos García, por estar conmigo desde el principio de esta osadía. Gran parte de este logro se lo debo a ella.

A mis sobrinas y a mi cuñada por ser tan buenas conmigo

A mis tíos, Leonel, Lupita, Alfredo, Jorge, Mario, Livier y Silvia, por siempre estar al pendiente de mi y echarme la mano en lo que pudieron.

## CONTENIDO

|  | <b>Página</b> |
|--|---------------|
| LISTA DE FIGURAS .....   | ix            |
| LISTA DE TABLAS .....  | xi            |
| Resumen.....   | xii           |
| Abstract.....  | xiii          |
| <b>INTRODUCCIÓN</b> .....  | <b>1</b>      |
| <b>II. ANTECEDENTES</b> .....  | <b>3</b>      |
| II.I Problemática de los Ecosistemas Costeros.....                   | 3             |
| II.II Acuacultura como Actividad Contaminante .....                  | 5             |
| II.III Eutrofización de Ecosistemas Costeros.....                    | 7             |
| II.IV Balance de Nutrientes .....                                    | 11            |
| II.V Isótopos Estables de C y N .....                                | 15            |
| II.VI Isótopos Estables en Estudios Ecológicos y Ambientales.....    | 20            |
| <b>III. JUSTIFICACIÓN</b> .....                                      | <b>23</b>     |
| <b>IV. HIPÓTESIS</b> .....   | <b>24</b>     |
| <b>V. OBJETIVO GENERAL</b> .....                                     | <b>25</b>     |
| <b>VI. OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....                               | <b>26</b>     |
| <b>VII. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....                               | <b>27</b>     |
| VII.I Área de Estudio .....  | 27            |
| VII.II Parámetros Físicoquímicos y Recolección de las Muestras ..... | 30            |
| VII.III Procesamiento de las Muestras .....                          | 35            |
| VII.IV Determinación de Nutrientes en las Aguas .....                | 36            |
| VII.V Carga de Nutrientes en el Ecosistema .....                     | 37            |
| VII.VI Análisis de Isótopos Estables de C y N.....                   | 37            |
| VII.VII Análisis Estadístico .....                                   | 40            |

|   |    |
|---|----|
| <b>VIII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....   | 41 |
| VIII.I Parámetros Fisicoquímicos .....  | 41 |
| VIII.II Balance de Nutrientes .....   | 45 |
| <b>VIII.II.I Nitrógeno Total</b> .....  | 45 |
| <b>VIII.II.II Fósforo Total</b> .....   | 50 |
| VIII.III Composición Isotópica de Carbono y Nitrógeno en la Materia Orgánica<br>Suspendida y en los Sedimentos de los dos Ecosistemas Lagunares | 52 |
| VIII.IV Composición Isotópica de Carbono y Nitrógeno en los Organismos<br>de los dos Ecosistemas Lagunares .....                                | 59 |
| VIII.V Relaciones de las Composiciones Isotópicas de C y N en los<br>dos Ecosistemas Lagunares .....  | 70 |
| <b>IX. CONCLUSIONES</b> .....   | 83 |
| <b>X. RECOMENDACIONES</b> .....   | 84 |
| <b>XI. BIBLIOGRAFÍA</b> .....   | 85 |



## LISTA DE FIGURAS

| <i>Figura</i> |  | <b>Página</b> |
|---------------|--|---------------|
| 1             | Aportes de entrada y salida de materia en un estanque de cultivo de camarón (tomado de Páez-Osuna, 2001).  | 12            |
| 2             | Enriquecimiento isotópico de $^{13}\text{C}$ y $^{15}\text{N}$ a través de la trama trófica, debido al metabolismo preferencial de los isótopos ligeros.   | 18            |
| 3             | Sistema lagunar El Tóbari, Municipio de Benito Juárez, Sonora, México. Los sitios de muestreo se enumeran del 1 al 12.   | 28            |
| 4             | Sistema lagunar Los Tanques, Municipio de Caborca, Sonora, México. Los sitios de muestreo se enumeran del 1 al 4.  | 29            |
| 5             | Zonación del ecosistema lagunar El Tóbari para el balance de nutrientes.   | 38            |
| 6             | Valores promedio de temperatura en los sitios dentro de la laguna El Tóbari. Diferente letra en las cajas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).   | 42            |
| 7             | Valores promedio de salinidad en los sitios dentro de la laguna El Tóbari. Diferente letra en las cajas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).   | 42            |
| 8             | Valores promedio de conductividad en los sitios dentro de la laguna El Tóbari. Diferente letra en las cajas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).   | 43            |
| 9             | Valores promedio de oxígeno disuelto en los sitios dentro de la laguna El Tóbari. Diferente letra en las cajas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).  | 44            |
| 10            | Cargas de nitrógeno calculadas en las cuatro áreas (A, B, C, y D) de la laguna El Tóbari, durante los cuatro muestreos. Diferente letra en las columnas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ). | 46            |
| 11            | Cargas de fósforo calculadas en las cuatro áreas (A, B, C, y D) de la laguna El Tóbari, durante los cuatro muestreos. Diferente letra en las columnas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).   | 51            |

LISTA DE FIGURAS (continuación)

| <i>Figura</i> |  | <b>Página</b> |
|---------------|--|---------------|
| 12            | Composición de $\delta^{13}\text{C}$ en la materia orgánica suspendida de los sitios de las lagunas El Tóbari y Los Tanques, Sonora, México.   | 53            |
| 13            | Composición de $\delta^{15}\text{N}$ en la materia orgánica suspendida de los sitios de las lagunas El Tóbari y Los Tanques, Sonora, México.   | 55            |
| 14            | Composición de $\delta^{13}\text{C}$ en los sedimentos de los sitios de las lagunas El Tóbari y Los Tanques, Sonora, México.   | 57            |
| 15            | Composición de $\delta^{15}\text{N}$ en los sedimentos de los sitios de las lagunas El Tóbari y Los Tanques, Sonora, México.   | 57            |
| 16            | Composición de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del sedimento, materia orgánica suspendida y los organismos colectados en la laguna El Tóbari durante el muestreo de agosto de 2011.  | 72            |
| 17            | Composición de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del sedimento, materia orgánica suspendida y los organismos colectados en la laguna El Tóbari durante el muestreo de febrero de 2012. | 73            |
| 18            | Composición de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del sedimento, materia orgánica suspendida y los organismos colectados en la laguna El Tóbari durante el muestreo de mayo de 2012.    | 74            |
| 19            | Composición de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del sedimento, materia orgánica suspendida y los organismos colectados en la laguna Los Tanques durante el muestreo de junio de 2012. | 75            |
| 20            | Composición de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del sedimento, materia orgánica suspendida y los organismos colectados en la laguna El Tóbari durante el muestreo de octubre de 2012. | 76            |

## LISTA DE TABLAS

| Tabla |  | Página |
|-------|--|--------|
| 1     | Abundancia relativa de los isótopos de elementos ligeros y pesados de hidrógeno, carbono, nitrógeno, oxígeno y azufre (modificada de Hoefs, 2009).                           | 16     |
| 2     | Muestras colectadas en los sitios de los ecosistemas El Tóbari y los Tanques.  | 33     |
| 3     | Composición de $\delta^{13}\text{C}$ (promedio $\pm$ desviación estándar) en los organismos colectados en los ecosistemas lagunares El Tóbari y Los Tanques <sup>1,2</sup> . | 61     |
| 4     | Composición de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio $\pm$ desviación estándar) en los organismos colectados en los ecosistemas lagunares El Tóbari y Los Tanques. <sup>1,2</sup>  | 63     |

## RESUMEN

Las lagunas costeras son ecosistemas de gran importancia económica, ecológica y social. Son zonas de anidación y refugio de un gran número de especies. Además, son áreas de desarrollo de actividades económicas que dan empleo a un gran número de personas. Entre estas se encuentra la acuicultura, que se realiza en zonas aledañas a las lagunas costeras. Sin embargo, el desarrollo de esta y otras actividades han provocado efectos adversos en estos ecosistemas, los cuales mediante herramientas modernas pueden ser evaluados. Una herramienta que es utilizada para medir el impacto de la acuicultura es el análisis de isótopos estables de carbono (C) y nitrógeno (N). Considerando que en la laguna El Tóbari, se desarrolla la acuicultura y la agricultura, el presente estudio evaluó el efecto de la actividad acuícola sobre la trama trófica de dicho ecosistema mediante isótopos estables de C y N. Para esto, se realizaron 4 muestreos en la laguna El Tóbari y uno en la laguna Los Tanques como ecosistema lagunar libre de actividades acuícolas. Se colectaron muestras de sedimento, agua, así como organismos con diferentes hábitos alimenticios. Los isótopos de C y N se cuantificaron por espectrometría de masas. También se realizó un balance de nutrientes (nitrógeno y fósforo), a partir de su cuantificación en las muestras de agua. Las mayores cargas de nutrientes se determinaron en áreas cercanas a las descargas acuícolas y agrícolas. El fitoplancton mostró ser el grupo que incorpora los nutrientes, provenientes de los distintos reservorios, hacia la trama trófica de la laguna El Tóbari, mientras que el aporte de nutrientes por parte de los mangles fue muy bajo. Las macroalgas mostraron diferencias en los meses de agosto y octubre, concordando con los valores mínimos y máximos, respectivamente. La trama trófica no varió significativamente entre los muestreos, indicativo de que las fuentes alimenticias en el ecosistema no son marcadamente variables. Sin embargo, se observa un ligero enriquecimiento en la estación de octubre. Se encontró un enriquecimiento en la composición isotópica de N en los organismos del ecosistema. Con base en los datos obtenidos se demuestra que existe un efecto dentro de la laguna el Tóbari, producto de las actividades antropogénicas en su conjunto, que le confiere la característica de una laguna costera Hipertrófica, impactada.

**Palabras clave:** Isótopos estables, Trama trófica, Actividades humanas, Lagunas costeras.

## ABSTRACT

Coastal lagoons are ecosystems with great economic, ecological and social importance. They are nesting areas and shelter for a large number of species. The economic activities surrounding the lagoons employ a large number of people. One of these activities is aquaculture, which is performed along coastal lagoons. However, the development of aquaculture and other activities have caused adverse effects in these ecosystems, which by modern tools can be evaluated. A tool that is used to measure the impact of aquaculture is stable carbon (C) and nitrogen (N) isotopes analysis. Considering that El Tóbari lagoon, receives aquaculture and agriculture effluents, this study evaluated the effect of aquaculture on the food web using C and N isotopes. For this, four sampling periods were performed in El Tóbari lagoon and another one in Los Tanques lagoon as a reference site. Sediment samples were collected, water and organisms with different feeding habits. Isotopes of C and N were quantified by mass spectrometry. A nutrients balance was also performed (nitrogen and phosphorus) from its quantification in water samples. The largest nutrient loads were determined in areas near aquaculture and agricultural discharges. Phytoplankton proved to be the group that incorporates nutrients from the different reservoirs, to the food web of El Tóbari lagoon, while the contribution of nutrients from mangroves was very low. Macroalgae showed differences in the months of August and October, agreeing with minimum and maximum values, respectively. The food web did not vary significantly between samples, indicating that food sources in the ecosystem are not markedly variables. However, there is a slight enrichment in October. We found enrichment in the isotopic composition of N in organisms of the ecosystem. The data obtained shows that there is an effect in El Tóbari lagoon product of anthropogenic activities as a whole, which gives the characteristic of hypertrophic coastal lagoon.

**Keywords:** Stable isotopes, Food web, Anthropogenic activities, Coastal lagoons.

## I. INTRODUCCIÓN

El Golfo de California es una ecoregión de gran importancia económica, social y ecológica debido a su gran biodiversidad y a que las actividades productivas que se desarrollan en sus alrededores lo sitúan entre los más importantes del país. A pesar de lo anterior, poco se ha mencionado del impacto que las actividades humanas han causado en sus ecosistemas. Las actividades de mayor impacto son aquellas relacionadas a grandes volúmenes de producción, tales como la agricultura, la pesca y la acuicultura, las cuales se desarrollan en los márgenes de los sistemas estuarino-lagunares (Páez-Osuna *et al.*, 2003).

Los sistemas estuarino-lagunares son cuerpos de agua con o sin conexión permanente al mar y tienen influencia continental a través de aportes pluviales (Lankford, 1977). Son sistemas de acoplamiento océano-continente y tienen una gran variedad de hábitats como áreas de manglares, marismas, ciénegas, humedales salobres, lagunas interiores de agua dulce y sistemas de agua salada. Todos poseen alta biodiversidad, son sitios de anidación y desarrollo de especies endémicas y migratorias, y sus tramas tróficas llegan a ser muy complejas (Flores-Verdugo, 2001). Además, son sitios con condiciones favorables para el desarrollo de la acuicultura. De hecho, estos ecosistemas, albergan parte del ciclo de vida pos-larvario del camarón en el noroeste de México (Páez-Osuna *et al.*, 2003).

El crecimiento de algunas actividades en la región norte del mar de Cortés ha sido vertiginoso.

Por ejemplo, en los últimos 10 años el área de cultivo de camarón aumentó cinco veces y el 97% de la producción provino de los estados de Sonora y Sinaloa (SAGARPA, 2010). Dado que esta actividad se desarrolla en los alrededores de lagunas costeras, el aporte de efluentes sin tratar también se ha incrementado en estos ecosistemas (Páez-Osuna *et al.*, 2003). Estos efluentes tienen efectos adversos, generando problemas como la eutrofización, pérdida de la biodiversidad, disminución de la biomasa y la alteración de la estructura trófica, llegando a ser graves e irreversibles en estas zonas (Páez-Osuna, 2001).

Dentro de este contexto, el esfuerzo sobre la problemática de contaminación con materia orgánica en los ecosistemas costeros se ha enfocado en medir y elucidar el impacto de la acuicultura. Se ha hecho uso de diferentes herramientas, tanto ecológicas como instrumentales; una de ellas es el uso de los isótopos estables, principalmente de carbono y nitrógeno. Mediante esta herramienta, se puede evaluar el impacto provocado por la acuicultura, ya que las descargas provenientes de esta actividad modifican la composición isotópica de algunos organismos susceptibles presentes en los ecosistemas afectados (Charmichael *et al.*, 2008; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011).

La laguna El Tóbari es un ecosistema reconocido dentro de las Zonas de Prioridad Costera y Oceánica de la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (Aguilar *et al.*, 2008). García-Hernández (2004) reportó que en la zona norte de esta laguna descarga el canal de salida de una de las granjas más grandes del estado de Sonora, La Atanasia, que tiene una extensión de cultivo de 1 190 ha. Los efectos de este complejo no han sido cuantificados totalmente y poca información existe en este sentido; es por esto que el presente trabajo pretende evaluar el efecto que tiene la actividad acuícola sobre la estructura trófica de la laguna El Tóbari, Sonora, ya que se infiere que las descargas permanentes de esta granja han afectado la composición isotópica de los organismos.

## II. ANTECEDENTES

### II.I Problemática de los Ecosistemas Costeros

El Golfo de California es una ecoregión diversa, que alberga diferentes ecosistemas como marismas, bahías, estuarios y lagunas costeras. En sus alrededores se desarrollan actividades productivas y se estima que seis millones de personas dependen de éstas, principalmente relacionadas con la agricultura, pesca y la acuicultura. Las actividades antropogénicas generan aguas residuales (domésticas, urbanas, e industriales) que no son tratadas y generalmente se descargan en áreas de la zona costera. Estas descargas pueden provocar deterioro en la calidad del agua, de los sedimentos y la biota, pudiendo afectar a corto, mediano y largo plazo la dinámica y ecología de los diversos ecosistemas (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003; Páez-Osuna *et al.*, 2003; Martínez-Córdova *et al.*, 2009).

Dentro de las áreas marinas los ecosistemas costeros son susceptibles de deterioro, ya que se ha reportado que dentro del Golfo de California, ha habido impactos ecológicos derivados de la acuicultura, desechos municipales y la agricultura (Bannon y Roman, 2008; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011). Es bien conocido que el aumento de las descargas no tratadas pueden provocar cambios en la composición y distribución de los microorganismos (Alonso-Rodríguez, *et al.*, 2000; Valiela, 2006) así como la modificación de la composición y abundancia de organismos de otros estratos de la trama trófica (Páez Osuna, 2001; Páez Osuna y Ruiz Fernández, 2003; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011).



Estos impactos provocan que las especies se vean afectadas, por ejemplo en un estudio de Carmichael *et al.* (2008) encontraron que la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  de la almeja *Mercenaria mercenaria* fue significativamente elevada, lo que se atribuyó a descargas antropogénicas de nitrógeno al estuario Cape Cod, en Massachusetts, EUA. Resultados similares en la almeja manila *Ruditapes philippinarum* fueron reportados por Watanabe *et al.* (2009) en humedales de las costas de Japón, y por Vizzini y Mazzola (2006) en organismos de diferentes niveles tróficos colectados en ecosistemas costeros de la región sureste del Mediterráneo. En el Golfo de California, Páez-Osuna *et al.* (1999) reportaron la disminución de la calidad del agua debido a descargas de granjas camaronícolas en ecosistemas costeros de Sinaloa. Asimismo, Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna (2003) reportaron florecimientos microalgales asociados a descargas de nutrientes de granjas camaronícolas en diversas zonas costeras de Sinaloa.

El estado de Sonora no ha sido la excepción. En las últimas décadas el desarrollo de complejos acuícolas en las costas ha aumentado exponencialmente, siendo la región sur una de las de mayor crecimiento (Martínez-Córdova *et al.*, 2009). Serrano-Grijalva *et al.* (2011) encontraron que los organismos mostraron una alteración en la composición isotópica de carbono y nitrógeno en una laguna costera de Sonora en cuyos alrededores se desarrolla la acuicultura.

La laguna El Tóbari se localiza en la región suroeste del Estado de Sonora y recibe descargas de la atanasia, por lo que su evaluación es de suma importancia. Además, dentro del sistema lagunar, se ejerce la pesca artesanal por los lugareños de tres poblados (El Paredoncito, Aceitunitas y El Paredón Colorado). García-Hernández (2004) encontró que en este sistema descargan 10 drenes de la región agrícola del Valle del Yaqui y que en la boca norte del mismo se realizan descargas de una de las granjas de cultivo de camarón de mayor superficie en el estado (aproximadamente 1 190 ha).

Es importante que las actividades económicas se desarrollen de manera sostenible, sin que haya detrimento en alguna de ellas. Considerando que la laguna El Tóbari es un ecosistema reconocido dentro de las Zonas de Prioridad Costera y Oceánica de la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (Aguilar *et al.*, 2008), se requiere de estudios que eluciden los posibles impactos de las actividades antropogénicas en el ecosistema, como la acuacultura ya que es una actividad de alto desarrollo en la ecoregión del Golfo de California. Con estos estudios se pueden proponer alternativas de solución para lograr un desarrollo sostenible.

## II.II Acuacultura como Actividad Contaminante

La acuacultura es una actividad que se ha practicado de manera artesanal durante miles de años, principalmente en oriente. A nivel mundial, los principales productores acuícolas se encuentran en Asia, aportando el 89% de la producción mundial del 2010, mientras que los productores de América del Norte aportaron solo el 1.1% (FAO, 2012). Es por ello que esta actividad se considera emergente en esta región. Hace algunos años se estimó que en México hay 335 000 ha disponibles para el desarrollo de la acuacultura, de las cuales el 70.4% (236 000 ha) se encuentra en el noroeste del país (De la Lanza-Espino *et al.*, 1993).

En 1982 la producción de camarón de acuacultura fue de 1 millón de toneladas y en el 2010 fue de aproximadamente 3.5 millones de toneladas, con un valor aproximado de 14 600 millones de dólares y representando el 34% de la producción total de camarón (captura más acuacultura) y el 55% del total de especies provenientes de la acuacultura (FAO 2012). En México esta actividad se maneja de manera intensiva, semi-intensiva y extensiva; en 1993 se reportaron 189 granjas de camarón (extensión de 12 217 ha), de las cuales 80% operaban con un sistema semi-intensivo, 17% con un sistema extensivo y 3% con un sistema intensivo (Páez-Osuna *et al.*, 2003).

Particularmente en el noroeste, alrededor del 97% del camarón cultivado en México en el 2003 provino de los estados que rodean al Golfo de California (Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit). Existe una preocupación por el acelerado crecimiento de esta actividad debido a los diversos problemas que esta genera con respecto a otras actividades (pesca, agricultura y turismo), como son: el uso del agua, tierra y espacio. Además los efectos que tiene sobre los ecosistemas costeros, como la deforestación de bosques de mangle, la pérdida de hábitats, la disminución de la biodiversidad y los diversos tipos de contaminación, son también alarmantes (Páez-Osuna *et al.*, 1998; Páez-Osuna *et al.*, 2003; Miranda *et al.*, 2009; Berlanga-Robles *et al.*, 2011; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011).

La contaminación es uno de los principales problemas derivados de la acuicultura (Páez Osuna y Ruiz Fernández, 2003; Martínez-Córdova *et al.*, 2009). Durante cada ciclo de cultivo, son arrojados hacia los cuerpos de agua aledaños a las granjas en operación cantidades considerables de materia orgánica, probióticos, antimicrobianos y fertilizantes (Páez-Osuna *et al.*, 1997; Martínez-Córdova *et al.*, 2009; Páez-Osuna *et al.*, 2003).

Dentro de los estanques acuícolas, la materia orgánica es descompuesta, principalmente por bacterias, en diferentes formas químicas de nutrientes. Estas formas químicas de los nutrientes tales como, nitratos, nitritos, fosfatos y también pequeñas cantidades de silicatos, pueden llegar a tener un efecto adverso sobre los cuerpos de agua receptores, por la alteración de la dinámica de los organismos de los ecosistemas a donde llegan. Esto conlleva a que se puedan generar serios problemas ambientales, por ejemplo la eutrofización, cada vez que se termina un ciclo de cultivo (Páez-Osuna *et al.*, 1997; Velázquez-Sánchez, 2001; Páez-Osuna *et al.*, 2003).

En México se ha estimado que, dependiendo del tipo de estanques, durante cada ciclo de cultivo se vierten alrededor de 130 000 toneladas de materia orgánica a ecosistemas aledaños a las granjas camaronícolas; de las cuales 9 360 toneladas son de nitrógeno y 3 040 toneladas son de fósforo (Martínez-Córdova *et al.*, 2009). Se ha estimado que por cada tonelada de camarón producido, son vertidos al medio marino 73.3 kg de nitrógeno y 13.2 kg de fósforo (Páez-Osuna, 2003; Martínez-Córdova *et al.*, 2009).

En términos del desarrollo sustentable, entendido como el crecimiento ordenado de las actividades humanas, con mínimo impacto sobre los sistemas naturales, que permita el mantenimiento de sus funciones vitales, evite la extinción de especies y prolongue el uso de los recursos y servicios que se desprenden de su utilización, el crecimiento acelerado de la camaronicultura representa un dilema en México, sobre todo por los posibles impactos al medio ambiente.

Los impactos adversos pueden ser mayores y de carácter irreversible en los estados adyacentes al Golfo de California (principalmente Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit), considerando que producen el mayor porcentaje del camarón de acuacultura (95.8% de la producción nacional en el 2011).

### II.III Eutrofización de Ecosistemas Costeros

La eutrofización se define como el enriquecimiento de nutrientes (nitrógeno y fósforo principalmente) a partir de los aportes antrópicos o antropogénicos (Páez Osuna, 2001). Los ecosistemas pueden ser descritos utilizando términos respecto al suministro de los nutrientes biolimitantes, de allí se definieron los términos (oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) para referirse a los lagos, ríos y las aguas costeras que reciben bajo, intermedio y alto suministro de nutrientes (Nixon, 1995; Smith *et al.*, 1999). En términos de cantidad de carbono, un esquema ampliamente utilizado para ecosistemas estuarinos y costeros es el de Nixon (1995): oligotrófico  $<100 \text{ gC/m}^2 \text{ año}$ ; mesotrófico  $100\text{-}300 \text{ gC/m}^2 \text{ año}$ ; eutrófico  $301\text{-}500 \text{ gC/m}^2 \text{ año}$  e hipertrófico  $>500 \text{ gC/m}^2 \text{ año}$ .

En todo el mundo el hombre realiza diferentes actividades, las cuales finalmente se traducen en la adición de nutrientes hacia las aguas receptoras adyacentes. Algunas actividades antropogénicas, tales como las relacionadas con la industria cervecera, azucarera, alimenticia, camaronicultura, y los efluentes municipales, liberan cargas importantes de material orgánico. Este aporte orgánico, además de incrementar la demanda de oxígeno y suministrar energía, altera la disponibilidad de los contaminantes y proporciona en la mayoría de los casos también un aporte adicional de nutrientes una vez que se descompone (Páez-Osuna, 2001; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003).

La elevación en la cantidad de nutrientes en un ecosistema costero también provoca que éste altere su dinámica, lo que puede repercutir en su composición al modificar la abundancia de especies y/o la predominancia de ciertas especies que pueden llegar a ser nocivas (Páez-Osuna, 2001; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003; Martínez-Córdova *et al.*, 2009; Rodríguez-Valencia y López Camacho, 2010).

A escala mundial, el grupo de expertos en aspectos científicos sobre la contaminación marina (GESAMP, 1990) expresaron que la eutrofización constituye la amenaza más importante para las aguas costeras. La eutrofización en los ecosistemas marinos se ha incrementado rápidamente en las últimas décadas, afectando a los procesos marinos que alteran el equilibrio dinámico natural y la composición biótica de los mismos. Consecuentemente, la eutrofización se ha convertido en una amenaza para el funcionamiento de estos sistemas. Los síntomas y manifestaciones de la eutrofización son el incremento en la producción de fitoplancton, el aumento en la frecuencia de los florecimientos algales (por ejemplo mareas rojas y espumas coloridas) y el desarrollo masivo de comunidades algales sumergidas o flotantes acompañadas por el crecimiento bacteriano y fúngico.

Dichas manifestaciones provocan en el agua una reducción en la transparencia, manchas, hediondez y zonas de bajo (hipoxia) o nulo (anoxia) contenido de oxígeno en las aguas del fondo causando la muerte eventualmente de peces. Por ejemplo, se ha reportado que los efluentes de la camaronicultura puede provocar un daños ecológicos graves e irreversibles debido a que generalmente cuentan con un alto contenido de nutrientes, de biomasa fitoplanctónica y de material sedimentable, que le confieren a su vez, una elevada demanda bioquímica de oxígeno (Páez-Osuna, 2001; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003).

La respuesta de un ecosistema costero a la eutrofización dependerá tanto de factores abióticos (las características hidrodinámicas, ciclos de luz, el ciclo de mareas, la ocurrencia de otras descargas, entre otras) y bióticas (riqueza y abundancia de especies, presencia y distribución de especies que actúan como filtros y/o depuradoras, entre otras) (Nixon, 1994; Páez-Osuna, 2001; Charmichael, 2008; Miranda *et al.*, 2009). La principal fuente de suministro natural de la materia orgánica en los ecosistemas costeros proviene de la producción primaria. Esta producción primaria resulta del crecimiento de organismos autótrofos que son capaces de llevar a cabo la fotosíntesis y otras reacciones que les permiten obtener energía, constituyéndose así en la base de la cadena alimenticia. Los flujos de energía a través de los ecosistemas son acompañados por el reciclaje de nutrientes y otros elementos. Cada ecosistema contiene una comunidad biológica (productores primarios, varios niveles tróficos de descomponedores y consumidores) por la cual fluye la energía, siendo ello reflejado en la estructura trófica y en los diferentes ciclos de los elementos involucrados (Álvarez-Salgado *et al.*, 1996; Flores-Verdugo, 2001; Carmichael y Valiela, 2005; Álvarez-Borrego, 2007).

Un efecto de la eutrofización ampliamente reportado en ecosistemas costeros es la alteración de la composición de especies y la estructura de los ecosistemas (Páez-Osuna, 2001; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003).

Cuando se da un fenómeno de eutrofización dentro de un cuerpo de agua, ya sea marino o costero, se produce la proliferación de ciertas especies de fitoplancton, que pueden provocar mareas rojas al predominar microorganismos dinoflagelados.

Dichos eventos se producen toxinas que llegan a provocar mortandades masivas de otras especies (filtradores, crustáceos, peces y aves) (Alonso-Rodríguez, 2000; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003), con lo que se ve afectada la dinámica de las estructuras tróficas (Martínez-Córdova *et al.*, 2009; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011). Además el fenómeno de la eutrofización también constituye una amenaza potencial para la salud humana por el consumo de productos marinos contaminados. Es necesario controlar el desarrollo de las diferentes actividades en los alrededores de los ecosistemas costeros.

En cuanto a la acuicultura, una manera de hacerlo es predecir el impacto previo al desarrollo e instalación de las estanquerías y relacionar las predicciones a determinados estándares. Esto con la intención de optimizar la mezcla de actividades en función de la capacidad de las aguas potencialmente receptoras. El mayor problema que implica el aplicar esta estrategia, estriba en predecir con precisión el potencial de eutrofización. Para lograr esto se requiere: a) cuantificar la cantidad de desechos aportados que están siendo liberados por las granjas camaronícolas y las demás actividades presentes en una cuenca de drenaje dada; b) utilizar un modelo numérico para predecir la eutrofización en términos del enriquecimiento de biomasa fitoplanctónica; y c) el establecimiento de objetivos y estándares de calidad ambiental a los cuales se pretende llegar o preservar. Desafortunadamente, en México se carece de investigaciones que permitan enfrentar y desarrollar esta estrategia en la mayoría de las cuencas de drenaje donde se ha expandido la camaronicultura (Páez Osuna y Ruiz Fernández, 2003; Páez-Osuna, 2005; Miranda *et al.*, 2009; Berlanga-Robles *et al.*, 2011).

## II.IV Balance de Nutrientes

El desarrollo de las actividades productivas ha generado considerable preocupación respecto a los efectos ambientales que provocan los efluentes en los diferentes ecosistemas. En el caso de la camaronicultura, sus efluentes frecuentemente descargan en cuerpos de agua someros y de circulación restringida, haciéndose más sensibles a las adiciones de nutrientes y de materia orgánica. Actualmente, a nivel mundial existen estudios enfocados hacia el problema de los efluentes camaronícolas (Nixon, 1995; Carmichael y Valiela, 2005; Bannon y Roman, 2008).

En México existen varios estudios sobre los flujos químicos y las características de los efluentes en granjas camaronícolas (Páez-Osuna *et al.*, 1999; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003; Miranda *et al.*, 2009; Berlanga-Robles *et al.*, 2011). En estos reportes se resalta la importancia de evaluar la eficiencia del uso de fertilizantes y alimentos en la acuicultura, conocer el destino de los nutrientes dentro y fuera de los estanques, estimar el potencial de contaminación de los efluentes camaronícolas, planear acciones concernientes a resolver los impactos potenciales que puedan resultar de las operaciones acuícolas y entender los procesos biogeoquímicos costeros ambientales influidos por el aporte orgánico y de nutrientes.

Una manera de estimar la cantidad de materia orgánica y nutrientes hacia un ecosistema son los modelos de balance de nutrientes (Páez-Osuna, 2001). Este método, puede ser representado mediante un modelo de caja (Figura. 1), en el cual se deben de tomar en cuenta distintos factores tales como: material asociado al agua de suministro, el que entra por las lluvias y el intercambio con la atmosfera. También la siembra de la postlarva, el suministro de alimento y el aporte de aguas subterráneas.



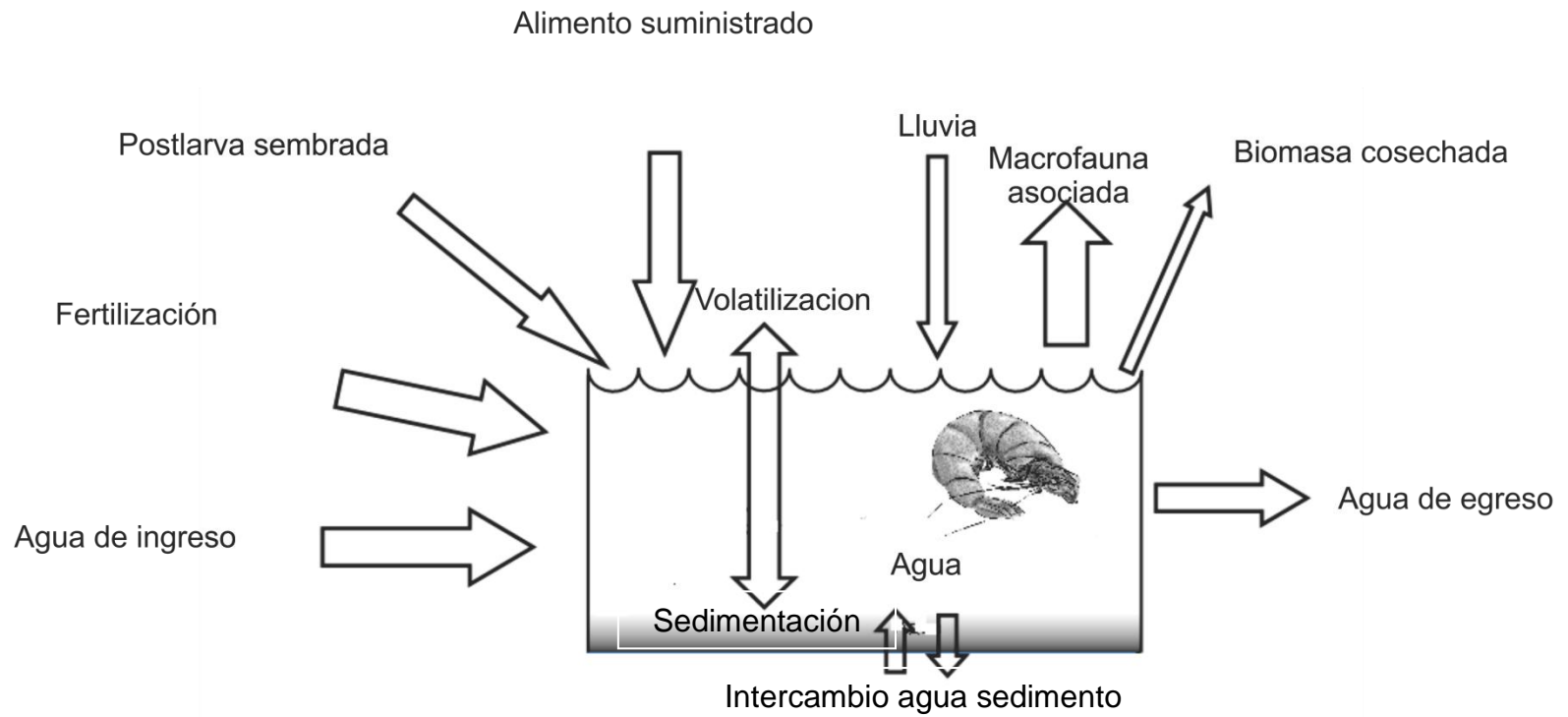


Figura 1. Aportes de entrada y salida en un estanque de cultivo de camarón (tomado de Páez-Osuna, 2001).

Para el caso del egreso de masas, se toman en cuenta las siguientes salidas: el material que acompaña el agua de egreso, el que se volatiliza, el que se deposita en los sedimentos, el que forma parte de la biomasa de la cosecha y el material que se transfiere hacia las aguas subterráneas, el cual se considera despreciable. Este tipo de balance de nutrientes, se realiza para determinar la cantidad de los nutrientes que causan adversidades en la zona costera, tales como el fósforo y el nitrógeno (Páez-Osuna, 2001).

Este balance de masas generalizado puede ser definido en más detalle para los nutrientes o sustancias que tienen una mayor posibilidad de provocar efectos significativos sobre el medio ambiente, como por ejemplo el nitrógeno, el fósforo, el oxígeno disuelto y la materia orgánica. Para efectuar un balance de masas representativo y confiable en términos de los flujos de ingreso y egreso se tienen varias dificultades que superar, de las cuales la más crítica es la relacionada con la representatividad de las mediciones de los distintos parámetros o variables involucradas.

Normalmente, los ciclos de cultivo transcurren en un período de 3 a 6 meses dependiendo de factores como el peso o talla del camarón obtenido, enfermedades o amenazas de las mismas y demanda y precios en el mercado. Idealmente, un buen balance de masas tendría que hacerse a partir de mediciones continuas durante todo el período de cultivo, lo cual es prácticamente imposible.

Para lograr buenas aproximaciones al balance de masas, se toman mediciones puntuales con muestreos diarios, semanales o cada determinado número de días. Alternativamente, se hacen muestreos continuos a lo largo de 24 horas en períodos bien definidos del ciclo de cultivo (Páez-Osuna, 2001; Miranda *et al.*, 2009; Berlanga-Robles *et al.*, 2011). Sin embargo, Páez-Osuna *et al.* (1997) encontraron que los resultados obtenidos a partir de mediciones puntuales difieren significativamente de los obtenidos con muestreos que toman en cuenta

las variaciones diurnas, notándose que esto ocurre inclusive en un mismo estanque.

Con excepción de los flujos de los sólidos suspendidos totales y la clorofila *a*, los demás componentes resultan ser significativamente diferentes tanto en el ingreso, egreso y de carga neta cuando se confrontan flujos a partir de mediciones puntuales contra flujos de mediciones continuas. Por ello es importante hacer las acotaciones correspondientes para que las inferencias sobre la cargas de nutrientes y materia orgánica no sea tan sesgadas.

Otro de los problemas prácticos que se presenta con la representatividad del muestreo, es el referente a la localización y número de sitios muestreados. Para asegurar un muestreo confiable y representativo es necesario seleccionar puntos en el canal de llamada donde se bombea el agua, en el canal reservorio y de ser posible en la compuerta de alimentación del estanque seleccionado para efectuar el estudio en cuestión. También es muy importante el cálculo de los flujos que se hace a partir de la alimentación, la siembra de la postlarva, la fertilización y la cosecha. Para ello se requiere de información detallada de la composición de la postlarva, el camarón, y de los productos utilizados como alimento y fertilizante (Páez-Osuna *et al.*, 1998; Páez-Osuna, 2001).

Los modelos de balance de masas pueden ser utilizados para realizar estimaciones sobre la carga de nutrientes y materia orgánica de los ecosistemas costeros afectados por las actividades humanas, debido a que se calcula la cantidad de materia que aporta una actividad en específico a la carga total del ecosistema. Con estas estimaciones se pueden inferir los impactos que las actividades humanas están generando y se pueden proponer sistemas para un manejo óptimo de los efluentes. Asimismo, se pueden proponer e implementar legislaciones más seguras, que controlen las descargas acuícolas para poder tener un desarrollo sustentable (Martínez-Córdova *et al.*, 2009; Miranda *et al.*, 2009).

## II.IV Isótopos Estables de C y N

Los isótopos son elementos que contienen el mismo número de protones pero diferente número de neutrones (Fry, 2006; Hoefs, 2009). Los isótopos se pueden agrupar en: a) inestables o radiactivos, los que sufren decaimiento con el paso del tiempo, por lo que se transforman en otros elementos; y b) estables, los cuales no sufren decaimiento con el tiempo (Guerrero y Berlanga, 2000; White, 2001; Hoefs, 2009).

El uso de los isótopos estables se ha incrementado de manera considerable en las últimas décadas y su uso se ha vuelto común en distintas ramas de la ciencia (Lorrain *et al.*, 2002). Su aplicación ha trascendido desde estudios de cadenas tróficas y también se han usado para seguir la ruta de los contaminantes en los ecosistemas y la manera en que se reflejan en los organismos. Los isótopos estables más ampliamente utilizados son los de nitrógeno y carbono (Peterson y Fry, 1987; Cabana y Rasmussen, 1994; Fry, 2006; Santos-Baca, 2008; Serrano-Grijalva, *et al.*, 2011).

Los isótopos estables tienen diferente abundancia relativa en la naturaleza (Tabla 1). El nitrógeno posee dos isótopos estables, el  $^{14}\text{N}$  y el  $^{15}\text{N}$  con una abundancia relativa de 99.63% y 0.37%, respectivamente (Cabana y Rasmussen, 1994; Burdige, 2006; Fry, 2006).

Tabla 1. Abundancia relativa de los isótopos de elementos ligeros y pesados de hidrógeno, carbono, nitrógeno, oxígeno y azufre (modificada de Hoefs, 2009).

| Elemento  | Isótopos ligeros (%) |        | Isótopos pesados (%) |       |
|-----------|----------------------|--------|----------------------|-------|
| Hidrogeno | $^1\text{H}$         | 99.984 | $^2\text{H}$         | 0.016 |
| Carbono   | $^{12}\text{C}$      | 98.890 | $^{13}\text{C}$      | 1.110 |
| Nitrógeno | $^{14}\text{N}$      | 99.640 | $^{15}\text{N}$      | 0.360 |
| Oxígeno   | $^{16}\text{O}$      | 99.760 | $^{18}\text{O}$      | 0.200 |
| Azufre    | $^{32}\text{S}$      | 95.020 | $^{34}\text{S}$      | 4.210 |

El nitrógeno es un nutriente esencial y llega a ser limitante en muchas zonas marinas. Su dinámica es clave para entender y elucidar procesos biogeoquímicos en la naturaleza, por lo que sus formas químicas son cuantificadas en diferentes componentes de los ecosistemas costeros. Al igual que otros nutrientes, las actividades humanas han aumentado sus cargas en los diferentes ecosistemas, por lo que el aumento en sus niveles en los ecosistemas costeros ha sido significativo (Carmichael y Valiela, 2005).

En cuanto al carbono, tiene dos isótopos estables, el  $^{12}\text{C}$  y el  $^{13}\text{C}$ , con una abundancia de 98.93% y 1.07%, respectivamente (Tabla 1). Los niveles de carbono en la atmósfera han aumentado significativamente desde la era industrial, sobre todo por las emisiones de dióxido de carbono derivadas de la quema de combustibles fósiles (Álvarez-Borrego, 2007). Esto ha provocado que los niveles de carbono también aumenten en los ecosistemas marinos, principalmente como dióxido de carbono disuelto que se convierte en ácido carbónico, y que puede tener efectos en la productividad primaria (y por ende en la productividad secundaria) y en los factores fisicoquímicos del medio (por ejemplo disminuyendo el pH) (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Álvarez-Borrego, 2007).

El estudio de la dinámica de los isótopos estables de carbono en los ecosistemas marinos es importante porque la composición isotópica varía en función de los aportes que ocurran y pueden indicar los cambios que se produjeron en los diferentes componentes bióticos del mismo (Fry, 2006; Santos-Baca, 2008). Por otro lado, los diferentes procesos bioquímicos que ocurren en los organismos son selectivos en la utilización de los isótopos pesados respecto a los ligeros, produciendo lo que se conoce como fraccionamiento isotópico (Figura 2). Existen tres fenómenos que causan el fraccionamiento isotópico en la naturaleza (DeNiro y Epstein, 1978; Bickert, 2006; Burdige, 2006; Fry, 2006).

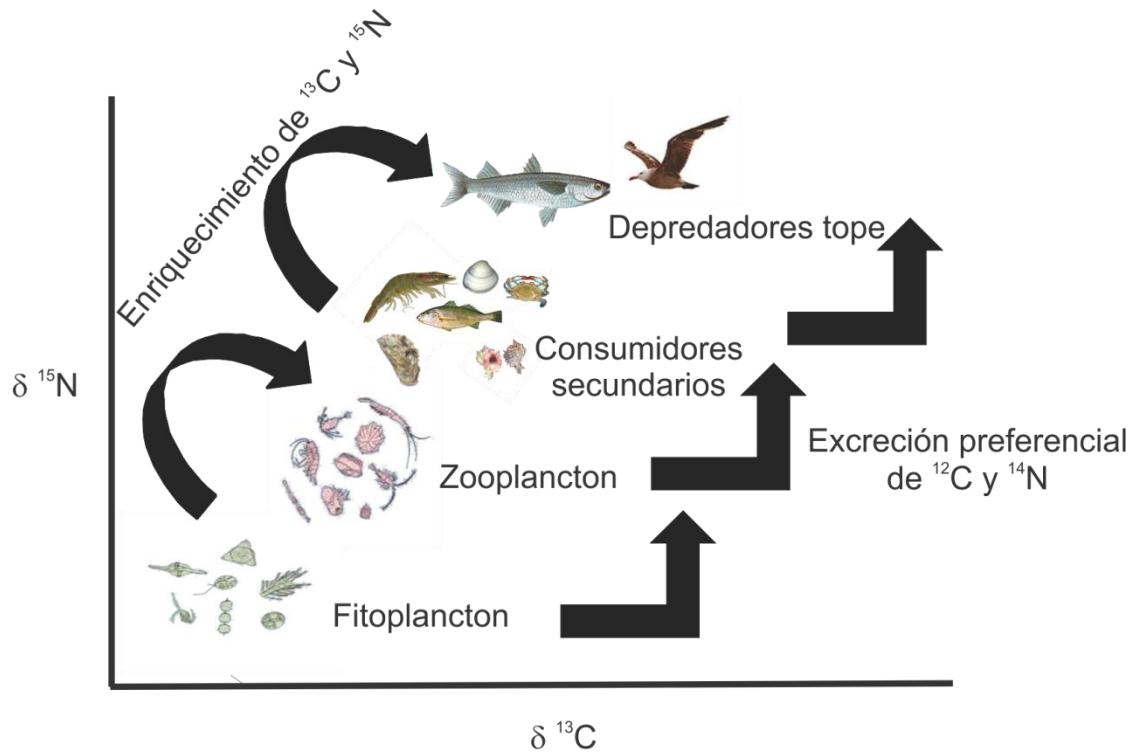


Figura 2. Enriquecimiento isotópico  $^{15}\text{N}$  y  $^{13}\text{C}$  a través de la trama trófica, debido al metabolismo preferencial de los isótopos ligeros.

El primero son las reacciones de intercambio isotópico de equilibrio que involucran la redistribución de isótopos entre diferentes moléculas que los contienen. El segundo son los procesos cinéticos irreversibles en los que las velocidades de reacción dependen de la composición isotópica de los reactantes y productos. Por último los procesos fisicoquímicos, como la difusión, la evaporación y la precipitación, en los que el fraccionamiento está guiado por diferencias en masa, temperatura y/o concentración.

El isótopo pesado se enriquece en el sustrato y el ligero en el producto (por ejemplo el zooplancton que se alimenta de una célula de fitoplancton estará más enriquecido en su composición isotópica), lo que hace que los valores de discriminación ( $\delta = \delta_{\text{sustrato}} - \delta_{\text{productos}}$ ) sean positivos; el valor  $\delta$  tiene un intervalo de -100 a 100‰ en la mayoría de las reacciones cinéticas que involucran a los isótopos de carbono, nitrógeno y azufre (DeNiro y Epstein, 1978; DeNiro y Epstein, 1981; Fry, 2006). Entre los procesos que contribuyen a este enriquecimiento están: (a) la pérdida preferencial de  $^{12}\text{CO}_2$  en la respiración; (b) la captación selectiva de compuestos  $^{13}\text{C}$  durante la digestión; y (c) el fraccionamiento metabólico durante la formación de distintos tipos de tejidos (pelo>cerebro>músculo>hígado>adiposo) (DeNiro y Epstein, 1978).

Las abundancias isotópicas se expresan generalmente en partes por mil (‰), con respecto a la composición de un estándar. Esta variación se define mediante la siguiente fórmula:

$$\delta = \left( \frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estándar}}} - 1 \right) \times 1000 \quad (1)$$

donde R es la relación del isótopo pesado respecto al ligero (por ej.  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ;  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) en la muestra respecto a la composición en un estándar (Peterson y Fry, 1987; White, 2001; Hoefs, 2009). Dos de los estándares utilizados son el mineral PDB (Belemnite Americana de la Formación Peedee del Cretácico, Carolina del Sur) para carbono y aire atmosférico para nitrógeno.



Existen varios factores estacionales y ambientales que alteran la relación isotópica de los organismos marinos. Por ejemplo, los valores  $\delta^{13}\text{C}$  de los productores primarios en los sistemas estuarinos pueden disminuir al aumentar el uso de carbono inorgánico disuelto. También, debido a la reducción de las tasas de crecimiento de los organismos debido a la disminución de la luz, de los nutrientes, y/o la presencia de contaminantes. Se asume que los organismos con mayor tamaño de células y de más rápido crecimiento tendrán valores  $\delta^{13}\text{C}$  mayores. El estado nutricional puede alterar los valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , ya que un estado de inanición produce un aumento de dicho valor por la utilización preferencial de  $\delta^{15}\text{N}$  (Peterson y Fry, 1987; Cabana y Rasmussen, 1994; Fry, 2006).

Con los valores  $\delta^{13}\text{C}$  se pueden establecer flujos de energía y fuentes de nutrientes, pues tendrán contenidos similares cuando provengan de la misma fuente debido a que el fraccionamiento isotópico es de aproximadamente 1‰ de un nivel trófico a otro. Con los valores  $\delta^{15}\text{N}$  se pueden establecer los niveles tróficos, ya que su valor de fraccionamiento isotópico es de aproximadamente 3.4‰ de un nivel trófico a otro (DeNiro y Epstein, 1978; DeNiro y Epstein, 1981; Minagawa y Wada, 1984). Teóricamente ocurrirá un enriquecimiento  $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$  lineal en una trama trófica (Cabana y Rasmussen, 1994)

## II.VI Isótopos Estables en Estudios Ecológicos y Ambientales

Los análisis isotópicos han sido utilizados para determinar la estructura de las cadenas tróficas, la dinámica de migración de diferentes especies y recientemente para medir el impacto que tienen las actividades humanas en los ecosistemas (Cabana y Rasmussen, 1994; Fry, 2006; Vizzini y Mazzola, 2006; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011). Se han utilizado para discriminar entre fuentes de materia orgánica, terrestre o marina, natural o antropogénica, incluso para distinguir mezclas complejas como las industriales, domésticas y/o agrícolas (Bannon y Roman, 2008; McKinney *et al.*, 2002).

En estudios relacionados con el fitoplancton se ha podido determinar las fuentes de carbono que estos microorganismos utilizan para realizar la fotosíntesis (Durako y Hall, 1992). Otra aplicación de los isotopos estables en estudios marinos, es su uso para determinar el flujo de carbono y los niveles tróficos de las tramas alimenticias (Jacob, *et al.*, 2005).

Las descargas antropogénicas de materia orgánica pueden provocar cambios en la composición y distribución de los microorganismos, que a su vez pueden provocar cambios en la ecología de los ecosistemas (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Valiela, 2006). El efecto de estas descargas puede ser evaluado por la composición isotópica de los diferentes componentes del ecosistema como agua, sedimento y organismos, y pueden relacionarlos con las fuentes de materia orgánica al medir la composición de las diferentes fuentes (Peterson y Fry, 1987; McClelland *et al.*, 1997; Kaupila, *et al.* 2005; Barros *et al.*, 2010).

En varios estudios se ha encontrado que las especies que se encuentran en ecosistemas perturbados, muestran una composición isotópica distinta de aquellos sitios en los que no hay aportes alóctonos, ya que los aportes de materia orgánica y nutrientes provenientes de actividades antropogénicas, poseen una composición isotópica que esta enriquecida en  $^{15}\text{N}$  (McClelland, 1997; Valiela, 1996; Fry, 2006).

Lin y Fong (2008) encontraron que generalmente los efluentes acuícolas tienen una composición isotópica de  $\delta^{15}\text{N}$  entre 4.2 y 6‰, mientras que los ecosistemas costeros tropicales y subtropicales tienen una composición isotópica <3‰. Otros autores reportan que la composición isotópica de los efluentes provenientes de las actividades industriales o humanas contienen un  $\delta^{15}\text{N}$  muy alto (entre 8 y 15‰, McClelland, 1997; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011) comparado con las fuentes de materia orgánica naturales que se encuentra en sitios no impactados (entre -5 y 5‰, Fry, 2006). Esto se atribuye, principalmente, al fraccionamiento que ocurre durante los procesos de

amonificación y volatilización de los compuestos nitrogenados, los cuales se ven reflejados en un enriquecimiento de  $^{15}\text{N}$  (Cabanna y Rasmussen, 1996). De igual manera, el fitoplancton incorpora y utiliza con mayor facilidad el  $^{14}\text{N}$ , lo cual resulta en un enriquecimiento de  $^{15}\text{N}$  en la materia orgánica residual y que es consumida por los consumidores primarios (Hoefs, 2009).

Vizzini y Mazzola (2006) reportaron que las descargas de una granja de cultivo de peces y de efluentes municipales modificaron la composición isotópica de N de varios organismos de un ecosistema costero. Resultados similares fueron reportados por Doleneć, *et al.* (2006) en los invertebrados *Aplysia californica* y *Balanus perforata* que habitan los alrededores de las granjas productoras de peces.

Serrano-Grijalva *et al.* (2011) midieron los efectos de las descargas de materia orgánica de una granja camaronícola al comparar la composición isotópica de C y N de organismos de una laguna impactada por esta actividad con organismos de una laguna con bajo impacto de esta actividad. Encontraron que la composición isotópica está alterada y algunas especies tuvieron efectos más significativos que otras. Es por ello que se vuelve relevante estudiar los posibles efectos de la acuicultura en ecosistemas costeros donde esta actividad ha tenido un crecimiento significativo.

### **III. JUSTIFICACIÓN**

En los alrededores y dentro de la laguna El Tóbari se desarrollan varias actividades económicas, siendo una de ellas la acuicultura. En la boca norte desembocan los drenes de una de las granjas de cultivo de camarón más grandes en el estado de Sonora, La Atanasia. Debido al impacto que pueden causar los desechos sobre el ecosistema, este estudio plantea valorar y analizar los efectos sobre la trama trófica presente.

#### **IV. HIPÓTESIS**

Las descargas de efluentes acuícolas han afectado la composición isotópica de carbono y nitrógeno de los organismos marinos, ya que el aporte de materia orgánica ha alterado la dinámica de la trama trófica del ecosistema.

## **V. OBJETIVO GENERAL**

Determinar los efectos de la actividad acuícola sobre los organismos de la trama trófica de la laguna El Tóbari en Golfo de California, mediante el uso de isótopos estables de carbono y nitrógeno.

## **VI. OBJETIVOS ESPECIFICOS**

1. Determinar los parámetros fisicoquímicos de la laguna El Tóbari.
2. Estimar el aporte de nitrógeno y fósforo de la actividad acuícola en el agua superficial de la laguna.
3. Determinar la composición isotópica de carbono y nitrógeno en sedimentos y material suspendido en el agua.
4. Determinar la composición isotópica de carbono y nitrógeno, en los organismos de los diferentes estratos de la trama trófica de la laguna El Tóbari.
5. Determinar las relaciones de las composiciones isotópicas de carbono y nitrógeno en los sedimentos, la materia orgánica en suspensión y los organismos de la laguna El Tóbari.
6. Aportar conocimiento del efecto de la actividad de cultivo de camarón que permita comprender el impacto sobre la trama trófica presente en El Tóbari y observar los cambios estacionales para comparar con un ecosistema donde no haya actividad acuícola como la laguna Los Tanques.

## VII. MATERIALES Y MÉTODOS

### VII.1 Área de Estudio

La laguna El Tóbari se localiza a 40 km al suroeste de Ciudad Obregón y a 14 km de Villa Juárez en el Estado de Sonora (Figura 3), entre las coordenadas 26° 55' 20" y 27° 07' 40" de latitud norte y a 109° 52' 29" y 110° 03' 52" de longitud oeste. Tiene una superficie de 7 000 ha, posee dos bocas y una barra arenosa llamada Isla Huivulai. El clima es seco desértico y tiene una precipitación anual de 259.2 mm. Posee una profundidad promedio de 1.4 m y las zonas más profundas se encuentran en las bocas. La boca norte tiene una profundidad de 5 m y la boca sur de 8 m (Lankford, 1977; García-Hernández, 2004).

El sistema lagunar de referencia fue la laguna costera Los Tanques, que se encuentra situada entre las coordenadas 30° 27' 42" y 30° 23' 48" de latitud norte, y 112° 53' 56" y 112° 51' 11" de longitud oeste (Figura 4). Se localiza a 75 km al oeste de Caborca, Sonora. El clima es seco muy extremo, con una precipitación anual de 91.7 mm y un rango de temperaturas que va desde -2 °C como mínima hasta 42 °C como máxima. Tiene una profundidad promedio de 2.5 m, y posee una sola boca con la que se comunica al mar cuya abertura es de 200 m (Lankford, 1977; Villalba-Atondo, 1984).

Este sistema lagunar se considera libre de actividades de cultivo de camarón, aunque cercano a la boca se encuentra un sistema de cultivo de ostión pero este se lleva a cabo de manera natural, sin utilizar alimento sino aprovechando las fuentes naturales de nutrientes.



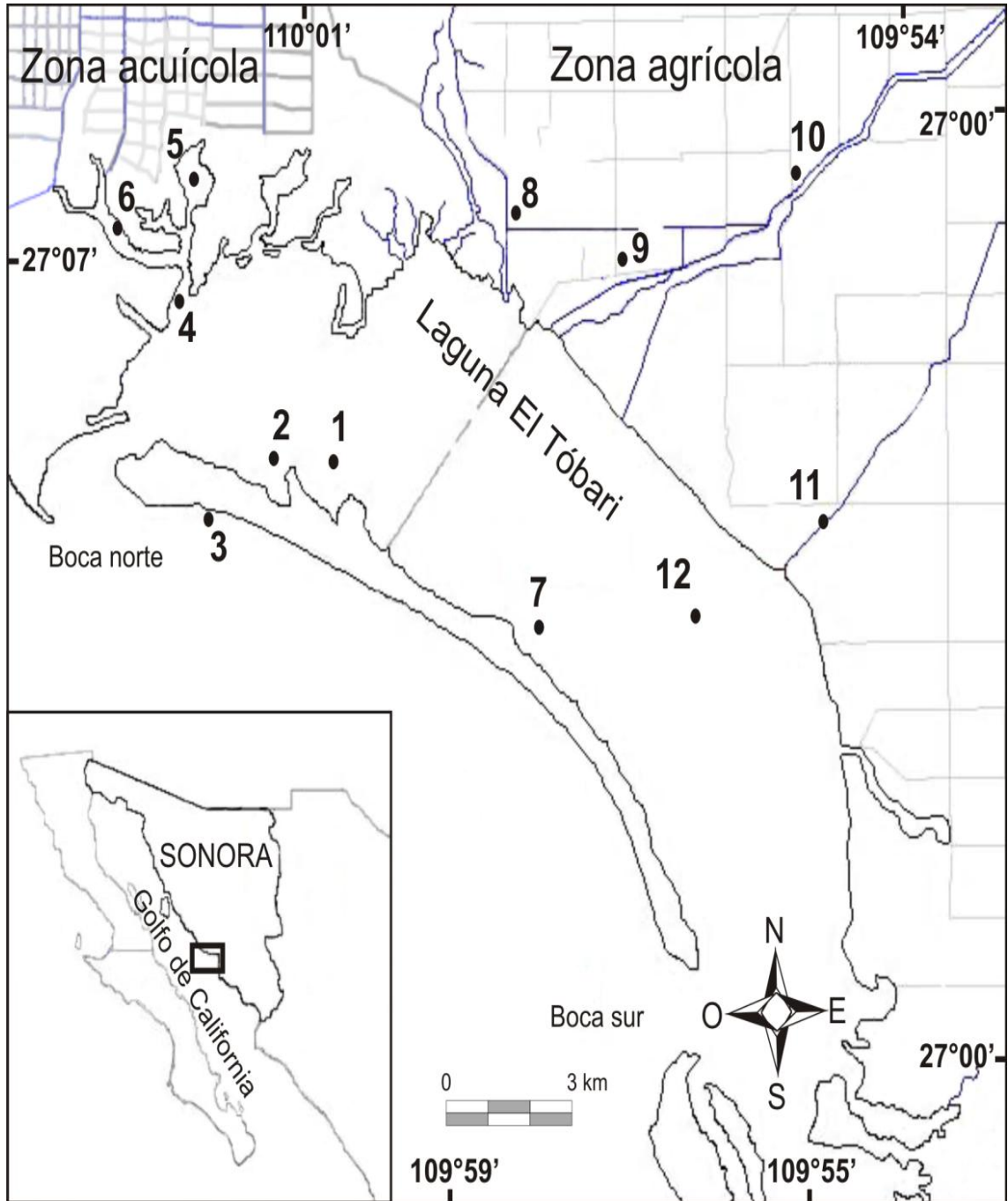


Figura 3. Sistema lagunar El Tóbari, Municipio de Benito Juárez, Sonora, México. Los sitios de muestreo se enumeran del 1 al 12.

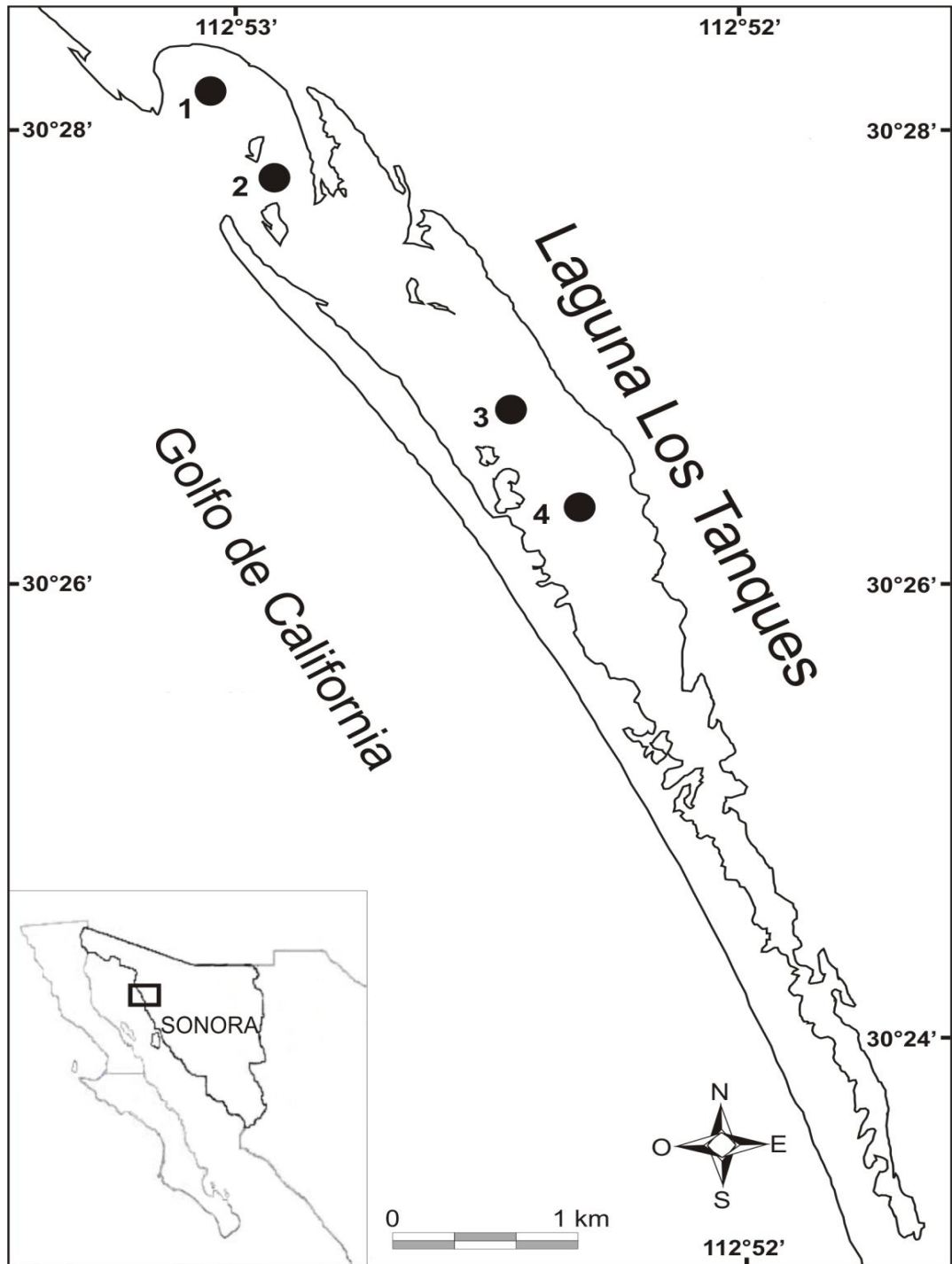


Figura 4. Sistema lagunar Los Tanques, Municipio de Caborca, Sonora, México. Los sitios de muestreo se enumeran del 1 al 4.

El lugar se caracteriza por ser un área libre de actividades antropogénicas. Se sabe que hay áreas cercanas de minería y agrícolas, pero lugareños comentaron que no han detectado descargas de estas actividades al sistema lagunar, solo los arrastres en época de lluvias.

## VII.II Parámetros Físicoquímicos y Recolección de las Muestras

En la red de estaciones señaladas en los mapas, se realizaron cuatro muestreos en la laguna El Tóbari, en agosto del 2011, febrero, mayo y octubre de 2012 (Figura 3). En la laguna Los Tanques se realizó un solo muestreo, en junio de 2012. En ambos sistemas lagunares, se colectaron muestras de agua, sedimento y organismos, colectando el mayor número posible de especies representativas de los niveles trófico: Productores primarios, consumidores primarios, secundarios y terciarios, representativos del ecosistema y repetibles a través de todos los muestreos (en el caso de El Tóbari). Los parámetros físicoquímicos que se midieron a 20 cm de la superficie de la columna de agua en cada sitio fueron: oxígeno disuelto, salinidad, temperatura, conductividad y visibilidad. Se utilizó un sistema de medición YSI (Modelo 85) y una tabla graduada de madera de 2.5 m de longitud. Adicionalmente se tomaron los registros de las temperaturas ambientales de la Estación Meteorológica correspondiente al Municipio de Benito Juárez ([http:// www.cna.gob.mx](http://www.cna.gob.mx)).

Las muestras de agua se tomaron aproximadamente a 30 cm de la superficie de la columna de agua usando recipientes de plástico de un litro de volumen, previamente acondicionados con ácido clorhídrico 2M. Se colectaron duplicados en cada sitio para el análisis de nutrientes en las aguas y de isótopos estables en el material suspendido. Los sedimentos fueron colectados en todos los sitios usando una draga Van Veen de acero inoxidable, tomando los primeros 2.5 cm de la columna sedimentaria.

Las muestras de fitoplancton y zooplancton se colectaron haciendo arrastres horizontales de 5 minutos en transectos lineales entre cada punto a una

velocidad de dos nudos con redes cónicas de luz de malla de 60  $\mu\text{m}$  (D=30 cm, L=130 cm) para fitoplancton y de 270  $\mu\text{m}$  (D=50 cm, L=250 cm) para zooplancton. Las muestras se colectaron en recipientes de plástico de 250 mL previamente lavados con HCl al 2M; para identificar los organismos, una porción del fitoplancton se fijó con lugol al 4 % v/v y formol al 4 % v/v para zooplancton; y la otra parte se guardó en hielo para su posterior procesamiento para el análisis de isótopos estables de C y N. La identificación de los organismos planctónicos se hizo con un microscopio óptico Leica (modelo DC, 300 V 2.0), cámaras Sedgwick-Rafler, objetivo 10x y diluciones 1:10 (Alonso-Rodríguez, 2004).

Las macroalgas se recolectaron por medio de buceo libre cuando se encontraron cubiertas por el agua y de manera directa si estaban expuestas; las especies fueron identificadas de acuerdo a Fischer *et al.* (1995a) y Ochoa-Izaguirre *et al.* (2007). Se colectaron manualmente hojas de dos especies de mangle en los márgenes de los sitios, haciendo muestras compuestas de 25 hojas de 4 árboles; las especies fueron identificadas de acuerdo a Flores-Verdugo *et al.* (1992).

Se recolectaron manualmente organismo filtradores en los márgenes de los sitios, directamente de las raíces del manglar (ostión de mangle y balano) y de los sedimentos (almejas); además se colectó ostión de cultivo en un punto donde se desarrolla el cultivo comercial. Se conformaron muestras compuestas de 24 organismos. Se identificaron los géneros y se hizo el cálculo de abundancia relativa por grupos (Palma-González y Kaiser-Contreras, 1993).

Los organismos de los diferentes niveles tróficos que se recolectaron en los sitios dentro de la laguna el Tóbari y laguna Los Tanques durante los cinco muestreos se detallan en la Tabla 2. La laguna Los Tanques fue muestreada como referencia de un sitio no impactado por la actividad acuícola.

Los organismos fueron recolectados por grupos de acuerdo con su posición trófica y el número de muestras es variable de acuerdo con la presencia de los organismos en las lagunas muestreadas. Todas las recolectas fueron realizadas en un día de muestreo, primero se muestreo el agua, luego el sedimento, el fitoplancton, zooplancton. Los moluscos, peces y crustáceos fueron obtenidos mediante los pescadores de un día de trabajo en toda la laguna, según la cercanía a los puntos de muestreo. En el caso de las aves, las muestras de sangre fueron tomadas de la colonia de anidación de garzas ubicada en el estero Chilicochi (cercano al punto 2 sobre la Isla) con el permiso de la Dirección General de Vida Silvestre de SEMARNAT No. SGPA/DGVS/04826/11 utilizando redes de niebla para capturarlas. Posteriormente se extrajo 1 mL de sangre por medio de una punción en la vena braquial (debajo del ala) después de esto, los organismos fueron puestos en libertad. La muestra se colocó en un vial y se conservó en hielo para su posterior centrifugación.

Tabla 2. Muestras colectadas en los sitios de muestreo de los dos ecosistemas lagunares, El Tóbari y Los Tanques<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>: Juv: Juvenil; Adu: Adulto.

| Tipo/organismo | Grupo/Especie                     | Muestras estacionales por sitio | Tejido   | El Tóbari                                   |                    | Los Tanques |                    |
|----------------|-----------------------------------|---------------------------------|----------|---|--------------------|-------------|--------------------|
|                |                                   |                                 |          | Sitios                                      | Número de muestras | Sitios      | Número de muestras |
| Agua           |                                   | 1000 mL                         | -        | 1, 2, 3, 4, 5, 6,<br>7, 8, 9,<br>10, 11, 12 | 48                 | 1, 2, 3, 4  | 4                  |
| Sedimento      |                                   | 500 g                           | -        | 1, 2, 3, 4, 5, 6,<br>7, 8, 9,<br>10, 11, 12 | 48                 | 1, 2, 3, 4  | 4                  |
| Fitoplancton   | Diatomeas y dinoflagelados        | 250 mL                          | Completo | 1, 2, 4, 5,<br>6, 7, 12                     | 32                 | 1, 2, 3, 4  | 4                  |
| Zooplancton    | Copépodos y larvas de pez         | 250 mL                          | Completo | 1, 2, 4, 5,<br>6, 7, 12                     | 32                 | 1, 2, 3, 4  | 4                  |
| Mangles        | <i>Rhizophora mangle</i>          | 25                              | Hojas    | 4, 5, 6                                     | 18                 | 1, 2        | 2                  |
|                | <i>Avicenia germinans</i>         | 25                              | Hojas    | 4, 5, 6                                     | 18                 | -           | -                  |
| Macroalgas     | <i>Ulva intestinalis</i>          | 50 g                            | Completo | 4, 5, 6, 7, 12                              | 9                  | -           | 1                  |
|                | <i>Spyridinia filamentosa</i>     | 50 g                            | Completo | 4, 5, 6, 7, 12                              | 9                  | 1, 2        | 1                  |
|                | <i>Gracilaria vermiculophylla</i> | 50 g                            | Completo | 4, 5, 6, 7, 12                              | 9                  | 1, 2        | -                  |
| Moluscos       | <i>Chione gnidia</i>              | 6                               | Músculo  | 1, 2, 4, 5,<br>6, 7, 12                     | 24                 | 3           | -                  |
|                | <i>Chione fluctifraga</i>         | 6                               | Músculo  | 1, 2, 4, 5,<br>6, 7, 12                     | 24                 | 3           | 15                 |
|                | <i>Crassostrea gigas</i>          | 7                               | Músculo  | 1, 2, 4, 5,<br>6, 7, 12                     | 28                 | 2, 4        | 10                 |

<sup>1</sup>: Juv: Juvenil; Adu: Adulto.

Tabla 2. Muestras colectadas en los sitios de muestreo de los dos ecosistemas lagunares, El Tóbari y Los Tanques<sup>1</sup>. (Continuación).

| Tipo/organismo | Grupo/Especie                      | Muestras estacionales por sitio | Tejido   | El Tóbari            |                    | Los Tanques |                    |
|----------------|------------------------------------|---------------------------------|----------|----------------------|--------------------|-------------|--------------------|
|                |                                    |                                 |          | Sitios               | Número de muestras | Sitios      | Número de muestras |
| Moluscos       | <i>Crassostrea corteziensis</i>    | 8                               | Músculo  | 4, 5, 6              | 32                 | 2, 4        | 10                 |
|                | <i>Fistulobalanus dentivarians</i> | 14                              | Completo | 4, 5, 6              | -                  | 3           | 10                 |
|                | <i>Hexaplex erythrostroma</i>      | 5                               | Músculo  | 1, 2, 4, 5, 6, 7, 12 | 20                 | -           | -                  |
| Crustáceos     | <i>Litopenaeus vannamei</i>        | 8                               | Músculo  | 1, 2, 4, 5, 6, 7, 12 | 32                 | -           | -                  |
|                | <i>Callinectes arcuatus</i>        | 5 Juv/5 Adu                     | Músculo  | 1, 2, 4, 5, 6, 7, 12 | 32                 | 1, 2, 3, 4  | 10                 |
| Peces          | <i>Mugil cephalus</i>              | 5 Juv/1 Adu                     | Músculo  | 1, 2, 4, 5, 6, 7, 12 | 10                 | -           | -                  |
|                | <i>Gerres cinereus</i>             | 3 Juv/1 Adu                     | Músculo  | 1, 2, 4, 5, 6, 7, 12 | 10                 | -           | -                  |
|                | <i>Haemolopsis leuciscus</i>       | 3 Juv/1 Adu                     | Músculo  | 1, 2, 4, 5, 6, 7, 12 | 10                 | 3           | 1                  |
|                | <i>Lutjanus argentivensis</i>      | 3 Juv/1 Adu                     | Músculo  | 1, 2, 4, 5, 6, 7, 12 | 10                 | 4           | -                  |
| Aves           | <i>Fregata magnificens</i>         | 1                               | Músculo  | 1, 2, 7              | 3                  | -           | -                  |
|                | <i>Phalacrocorax brasilianus</i>   | 1                               | Músculo  | 1, 2, 7              | 3                  | -           | -                  |
|                | <i>Nyctanassa violacea</i>         | 1                               | Sangre   | 1, 2, 7              | 3                  | -           | -                  |
|                | <i>Ralus longirostris</i>          | 1                               | Sangre   | 1, 2, 7              | 3                  | -           | -                  |

<sup>1</sup>. Juv: Juvenil; Adu: Adulto.

Las muestras de crustáceos (Tabla 2) fueron dos estadios (camarones: juveniles de 0.85-1.42 g y adultos 4.75-17.8 g; jaibas: juveniles de 0.85 a 1.42 g y adultos de 93.6 a 189.7 g). Estas se colectaron con una red tarrayera de 1.27 cm de luz de malla. Las especies de moluscos bivalvos y crustáceos se identificaron de acuerdo con Fischer *et al.* (1995a) y Hendrickx *et al.* (2002).

Los peces fueron recolectados con redes tarrayeras de 1.27 cm de luz de malla, y se capturaron dos estadios de 5 especies de peces con hábitos alimenticios diferentes. Las especies fueron identificadas de acuerdo a Fischer *et al.* (1995b, 1995c) y Amezcua-Linares (1996). Todas las muestras de organismos fueron lavadas en campo y se colocaron en bolsas de plástico con cierre etiquetadas y colocadas en hielo para su transportación al laboratorio de ecotoxicología del CIAD, para los procesamientos y análisis posteriores.

Así mismo, para tener una referencia, se consiguió alimento que se utilizó en ese periodo para alimentar camarón en las etapas de juvenil y adulto en la granja La Atanasia, además de organismos de camarón de cultivo de la misma granja, esto se comparó con organismos silvestres de camarón blanco colectado en alta mar por pescadores de la comunidad El Pareroncito.

### VII.III Procesamiento de las Muestras

Las muestras de sedimento fueron colocadas en recipientes de cristal y secados en una estufa de precisión (modelo STG-145), a 60°C durante 48 h. Los sedimentos secos fueron homogeneizados en un mortero de ágata y una submuestra empacada en viales de plástico. A la submuestra se le añadió ácido clorhídrico 0.1N y se secaron a 60°C durante 12 h y después de esto, fueron tratados con ácido sulfuroso concentrado para eliminar totalmente los carbonatos presentes en la muestra. Se almacenaron a -25°C para su posterior análisis.



Las muestras de agua se filtraron a través de filtros GF/F, previamente quemados (650°C por 6 h), por medio de una bomba de vacío Duoseal (Modelo 1400). El filtro con el material retenido se colocó en cajas Petri estériles y se secó a 60°C durante 18 h. Se almacenaron a -25°C para su posterior análisis de isótopos.

Las muestras de organismos fueron lavadas con agua grado HPLC, diseccionadas, colocadas, debidamente identificadas en recipientes de plástico previamente acondicionados con HCl 2M y congeladas a -25°C. Se secaron por liofilización durante 72 h a -43°C y 133 x 10<sup>-3</sup> mBar y de esta manera obtener tejido representativo de los organismos colectados. Las muestras de los consumidores primarios, secundarios y terciarios se trataron con una mezcla de metanol:cloroformo (2:1 v/v) por 24h para remover lípidos y se secaron a 50°C por 12h. Luego, todos los tejidos fueron lavados con ácido clorhídrico 0.1 N para eliminar carbonatos, esto para evitar interferencias en las lecturas en el espectrómetro de masas. Una vez concluido esto todas las muestras se homogeneizaron para después ser empacadas en capsulas de estaño.

#### VII.IV Determinación de Nutrientes en las Aguas

Las muestras de agua se transportaron en hielo a las instalaciones del laboratorio de Ciencias Ambientales del CIAD Guaymas. Para la determinación de nutrientes se utilizó un espectrofotómetro (Marca Lamotte, Mod. smart Spectro), de acuerdo a como se describe enseguida.

**Nitratos:** Se tomaron 10 mL de muestra y se les agregó una pastilla de agente reactivo. Una vez realizado esto, se pusieron en agitación constante en un vortex y se dejó reposar 5 minutos para su posterior lectura en ppm.

**Amonio:** Se tomaron 10 mL de muestra y se hicieron pasar por un filtro # 4. Posteriormente se le agregan 8 gotas de R<sub>x</sub>#1 y se dejaron reposar por 1 minuto. Después, se le agregó 1 mL de R<sub>x</sub>#2 y se tapó por 5 minutos. Una vez concluido esto se pasó a tomar lectura.

**Fosfatos:** A 10 mL de muestra se le agregó el reactivo en polvo *phosphate acid reagent* y se agitó hasta disolver en un vortex por 5 minutos.

#### VII.V Carga de Nutrientes en el Ecosistema

Para hacer una estimación de la carga de nutrientes, el sistema El Tóbari se dividió en cuatro zonas (A, B, C y D) como se describe en la Figura 5. Estas se consideraron así ya que la influencia de las distintas actividades está bien marcada en cada una de ellas. Para esto se tomaron en cuenta los principales drenes que van hacia la laguna. La zona A, es la zona que se encuentra bajo la influencia de las descargas acuícolas, B recibe aportes de un dren agrícola; C de dos grandes drenes agrícolas y D solo de uno.

Esto se realizó calculando el área total de cada uno de los puntos mediante Google Earth. También se tomaron en cuenta factores tales como: la profundidad promedio de la laguna (1.4 m), el volumen de agua contenido dentro de esa área, la cantidad de estanques que se encuentran en operación dentro del parque acuícola La Atanasia. Además el aporte total de la granja se calculó por el método descrito por Velázquez-Sánchez (2001) y de esta manera se estimó la cantidad de nutrientes que recibe el sistema, con base en la concentración de nutrientes contenidos en un litro de muestra.

#### VII.VI Análisis de Isótopos Estables de C y N

Una vez maceradas las muestras del cuerpo blando seco de los organismos, se procedió a empacarlas para su posterior análisis de isotopía. Para esto, se utilizaron capsulas de estaño en las cuales se depositó 1 mg del macerado. Se pesaron 15 y 20 mg para las muestras de sedimento y entre 10 y 20 mg para las muestras de agua filtrada. Cabe citar que el material del filtro fue rasgado en su totalidad para un mejor manejo de la muestra. Todos los pesos se realizaron mediante una balanza analítica modelo Sartorius (con precisión de hasta 0.0001). Las cápsulas se doblaron mediante pinzas hasta lograr un paquete compacto de 1x1mm, para su posterior análisis. Una vez encapsuladas, se

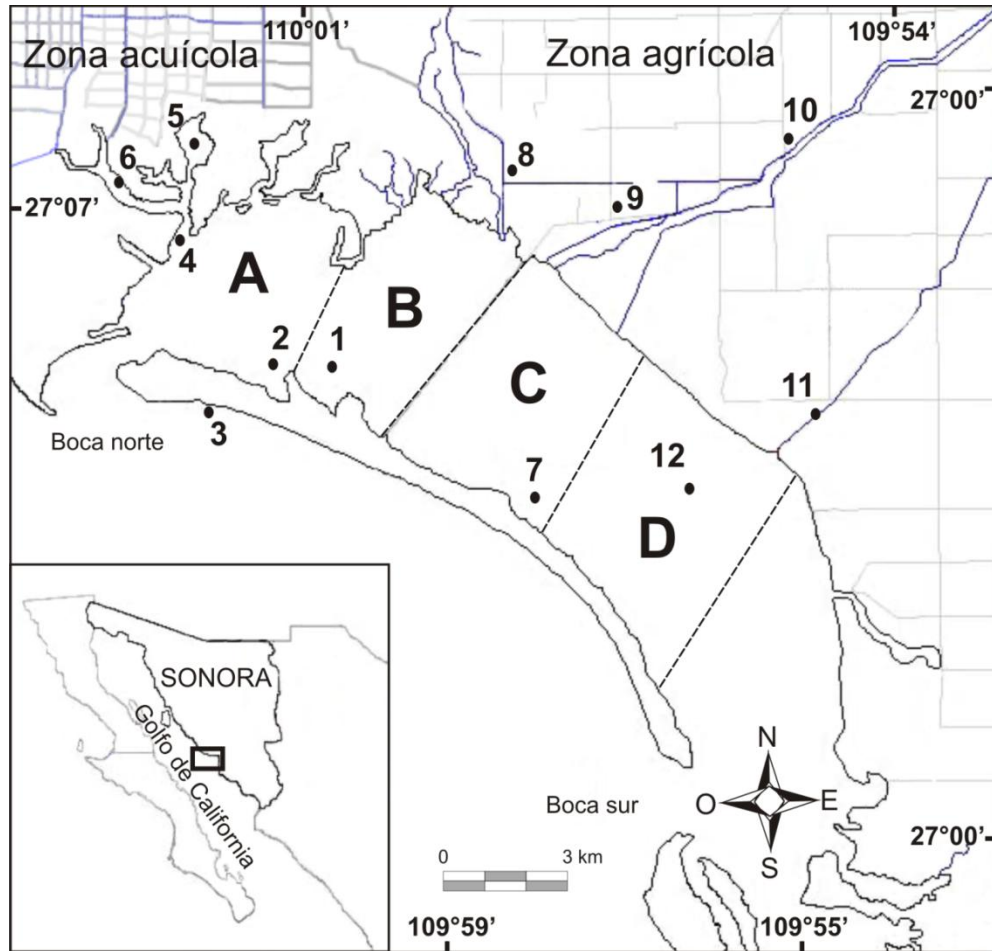


Figura 5. Zonación del ecosistema lagunar El Tóbari para el balance de nutrientes.

procedió a cargar las muestras para su combustión utilizando un analizador elemental (Costech) acoplado al espectrómetro de masas. Las composiciones isotópicas de C y N se graficaron para cada muestreo; C en el eje de las abscisas y el de N en el eje de las ordenadas. Así se compararon los valores de los sedimentos, la materia orgánica en suspensión y los organismos con diferentes hábitos alimenticios durante los cuatro muestreos.

Los isótopos estables se determinaron en un analizador de isótopos Carlo Erba NA 2100 acoplado a un espectrómetro de masas Finnigan Delta S y a un analizador Europa Scientific ANCA-NT 20-20 con un módulo de preparación sólido/líquido (Europa Scientific, Crewe, UK). Los estándares utilizados fueron

el PDB (Pee Dee Belemnite) para carbono y para nitrógeno el estándar fue el nitrógeno del aire (Fry, 2006; Hoefs, 2009). Además de esto, se utilizó como estándar de referencia la acetanilida.

Para calcular los valores  $\delta$  se utilizó la siguiente fórmula:

$$\delta = \left( \frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estándar}}} - 1 \right) \times 1000 \quad (2)$$

Donde R es la relación del isótopo pesado respecto al ligero (por ej.  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ;  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) en la muestra respecto a la composición en un estándar. Un valor positivo indica que la muestra contiene mayor cantidad de isótopo pesado en relación al estándar (DeNiro y Epstein, 1978; Peterson y Fry, 1987; Bickert, 2006; Burdige, 2006).

La cuantificación de isótopos estables de C y N en las muestras se realizó en el Laboratorio de Isotopía Ambiental del Departamento de Geociencias de la Universidad de Arizona, en Tucson, Arizona, EUA.

## VII.VII Análisis Estadístico

En los datos obtenidos se utilizó estadística descriptiva para calcular las composiciones isotópicas promedio de los organismos y la desviación estándar. Se hicieron las pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianza (prueba de Bartlett). Posteriormente se hizo el análisis de varianza no paramétrico para los parámetros fisicoquímicos y una prueba de Newman-Keuls para detectar diferencias entre los meses de muestreo. Para los valores en la composición isotópica de los organismos se realizó un ANOVA de una vía y una prueba de Tukey-Kramer para detectar diferencias entre los sitios y entre los diferentes grupos de organismos colectados. Para el análisis del balance de nutrientes, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis, ya que los datos fueron no normales y una prueba de Newman-Keuls para determinar diferencias entre las áreas de zonación. Todo el análisis estadístico se realizó con el paquete computacional NCSS versión 6.0 (NCSS, 2007).

## VIII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### VIII.I Parámetros Fisicoquímicos

La temperatura más fría fue en febrero, con un promedio de  $18.9 \pm 0.6$ , presentando diferencias con respecto al resto de los meses de muestreo ( $p < 0.05$ ) y concordando con la estación de invierno. De igual manera el mes de muestreo más cálido fue en agosto, con una temperatura promedio de  $34.1 \pm 12.5$  y fue diferente ( $p < 0.05$ ) al resto de las estaciones (Figura 6).

Para la salinidad, los sitios ubicados dentro de la laguna tuvieron poca variación y fueron similares a los valores reportados en ecosistemas lagunares (Lankford, 1977), siendo el mes de agosto de 2011 el mayor con 35.2 ‰. Por otro lado el mes de febrero presentó la menor salinidad, 26.7‰ y se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre ambos meses (Figura 7). Esto se debe principalmente a las descargas de drenes agrícolas que diluyen el agua marina durante el invierno, fuera de éste, la salinidad presentó altas variaciones en el mes de agosto entre 28 y 37 ‰. Estas variaciones pueden ser debidas a la topografía de la laguna ya que las áreas cercanas a la boca tienen mayor profundidad, mientras que las que se encuentran cerca de las granjas son someras. Domínguez-Sánchez (2010) describió un patrón similar, por lo que en este sentido, el régimen de salinidad en la laguna El Tóbari, se describe como variable, lo cual puede asociarse a las condiciones climáticas y estacionales

Los valores de conductividad se presentaron altamente variables en agosto con 38.5 a 60.1 mV, mientras que en mayo y octubre no existieron diferencias con valores de 51.1 mV en mayo y de 57.0 mV en octubre. (Figura 8). El valor detectado en febrero fue el más bajo y presentó valores entre 36.4 y 41.4 mV, lo cual denotó diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) con relación al resto de los muestreos.

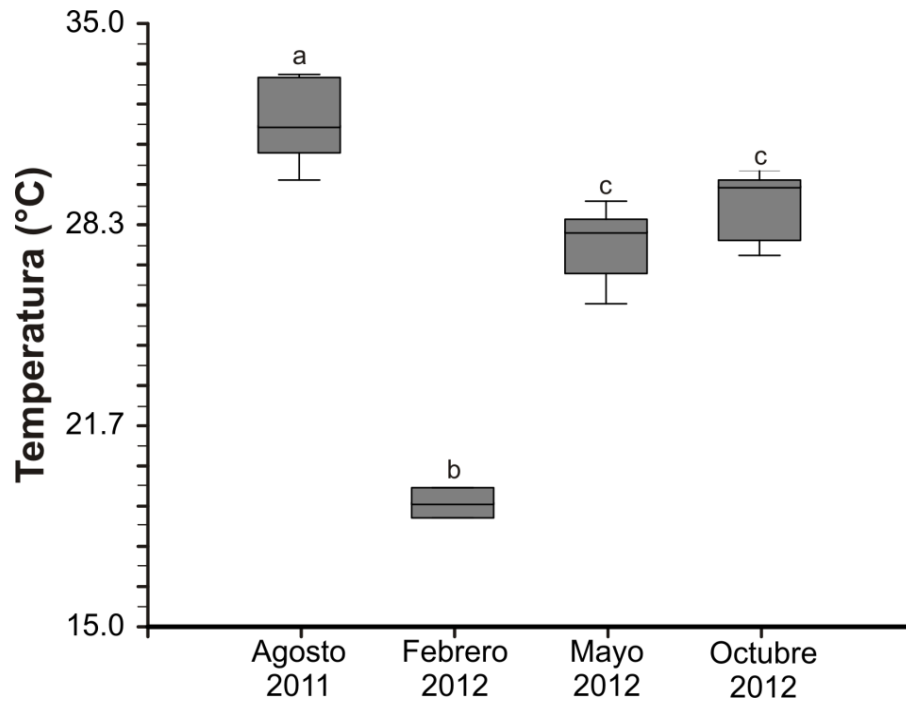


Figura 6. Valores promedio de temperatura en los sitios dentro de la laguna El Tóbari. Diferente letra en las cajas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

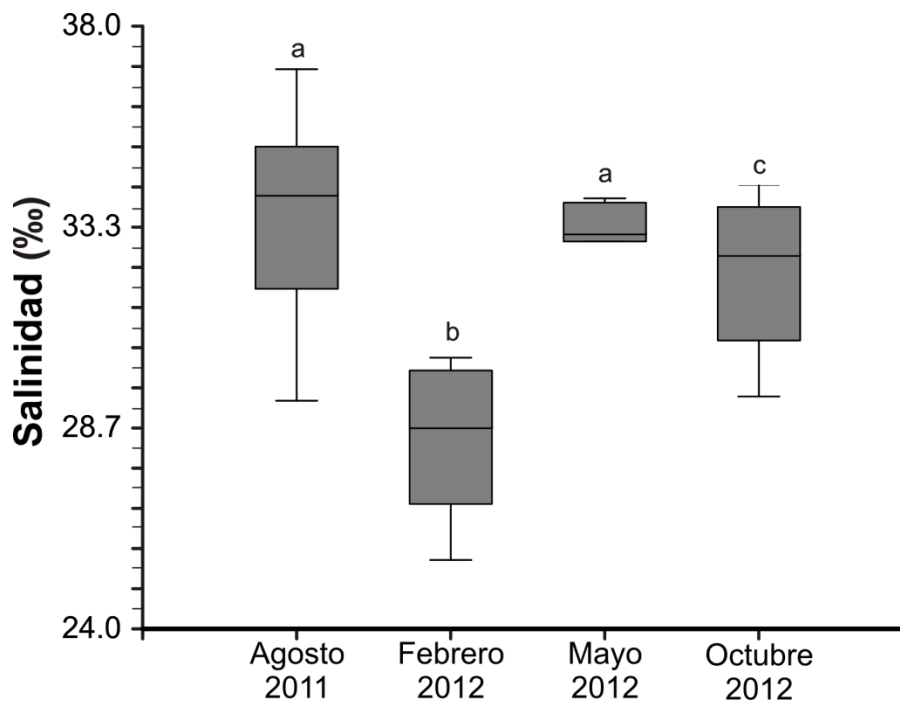


Figura 7. Valores promedio de salinidad en los sitios dentro de la laguna El Tóbari. Diferente letra en las cajas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

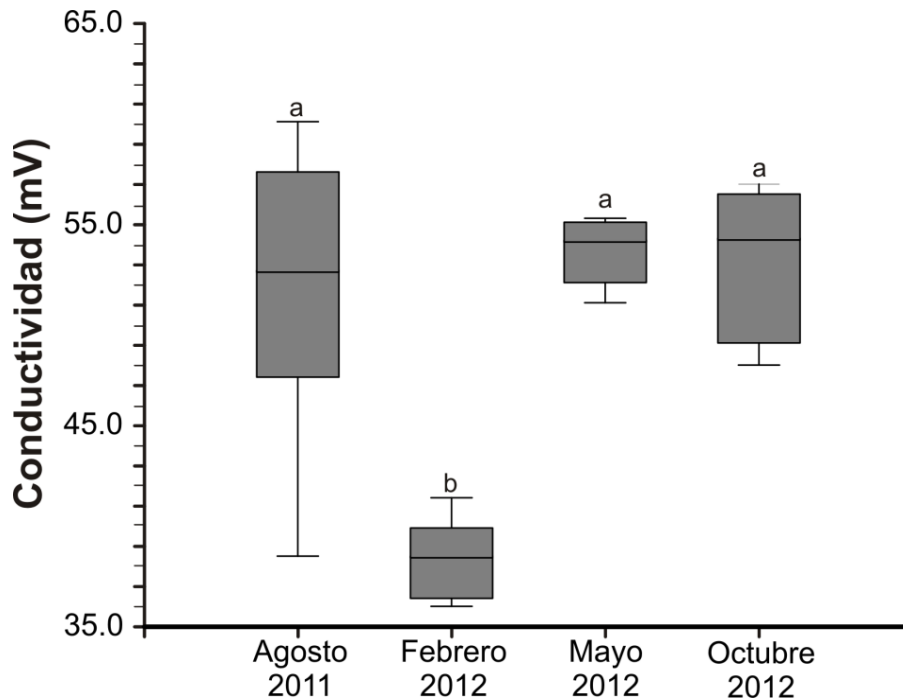


Figura 8. Valores promedio de conductividad en los sitios dentro de la laguna El Tóbari. Diferente letra en las cajas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Estos resultados estuvieron asociados la temperatura y salinidad, ya que las altas temperaturas y los cloruros disueltos aumentan la conductividad en los cuerpos de agua (Stumm y Morgan, 1995).

En cuanto al oxígeno disuelto, los valores más altos de este parámetro se encontraron en el muestreo de febrero de 2012, entre 7.1 y 9.4 mg/L y sus valores no son diferentes ( $p > 0.05$ ) a los encontrados en los muestreo de agosto, febrero y mayo. Sin embargo, los valores de oxígeno disuelto en el muestreo de octubre del 2012 decrecieron notablemente, a 3.5 y 5.3 mg/L. El análisis estadístico mostró diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) (Figura 9).



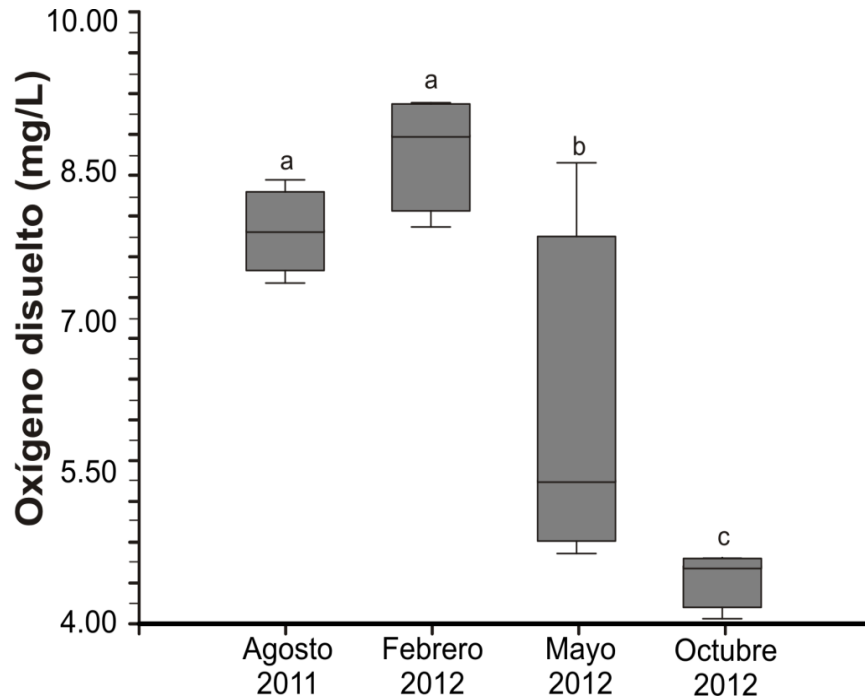


Figura 9. Valores promedio de oxígeno disuelto en los sitios dentro de la laguna El Tóbari. Diferente letra en las cajas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

En general, los valores de los parámetros fisicoquímicos se comportaron de manera similar con los reportados por Martínez-Durazo (2011) en la laguna La Cruz, Sonora. Dicha laguna se encuentra bajo los efectos de una granja acuícola y aunque esa granja no es de la misma envergadura que la granja que se encuentra en la laguna El Tóbari, se observa que el parámetro más variable es el oxígeno disuelto. De igual manera, Domínguez-Sánchez (2010) encontró un comportamiento similar en los parámetros de la laguna El Tóbari y observó que el parámetro más variable fue el oxígeno disuelto.

Se sabe que la concentración de oxígeno disuelto en el agua depende de varios factores, principalmente de la temperatura, por lo que el valor más alto coincide con las temperaturas más bajas de febrero de 2012. Asimismo, se ha reportado que un factor biológico que aumenta significativamente el oxígeno disuelto en

aguas someras es la actividad del fitoplancton (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003).

Por otro lado, es importante recalcar que es a finales de septiembre y principio de octubre cuando termina el ciclo de cultivo de camarón (Martínez-Córdova *et al.*, 2009). De esta manera, el incremento de materia orgánica hacia las aguas de la laguna es considerable y parte de ese abatimiento de oxígeno puede ser atribuido a ese aumento de materia orgánica en suspensión proveniente de la granja.

Diferentes trabajos puntualizan que, una vez que los efluentes acuícolas son descargados hacia los sistemas costeros aledaños, se produce un aumento en la demanda bioquímica de oxígeno y por ende, disminuyen marcadamente los niveles de oxígeno disuelto en el agua (Páez-Osuna, 2003; Martínez-Córdova *et al.*, 2009; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011).

Como se discutirá más adelante, en la laguna El Tóbari, el circuito microbiano está reincorporando los nutrientes hacia la trama trófica, por lo que el análisis realizado a los parámetros fisicoquímicos marca la pauta para inferir que sí existe un efecto de los efluentes de la camaronicultura hacia la laguna.

## VIII.II Balance de Nutrientes

### VIII.II.I Nitrógeno Total

Los resultado de las cargas de nitrógeno total en los cuatro muestreos demostraron que las concentraciones de este nutriente fluctuaron entre 101.2 kg y 1080.3 kg (Figura 10). Entre los muestreos y en promedio, las mayores concentraciones de nitrógeno se encontraron en agosto de 2011 con 1080.3 kg de nitrógeno total en la zona A y las menores en mayo de 2012 en la zona C.

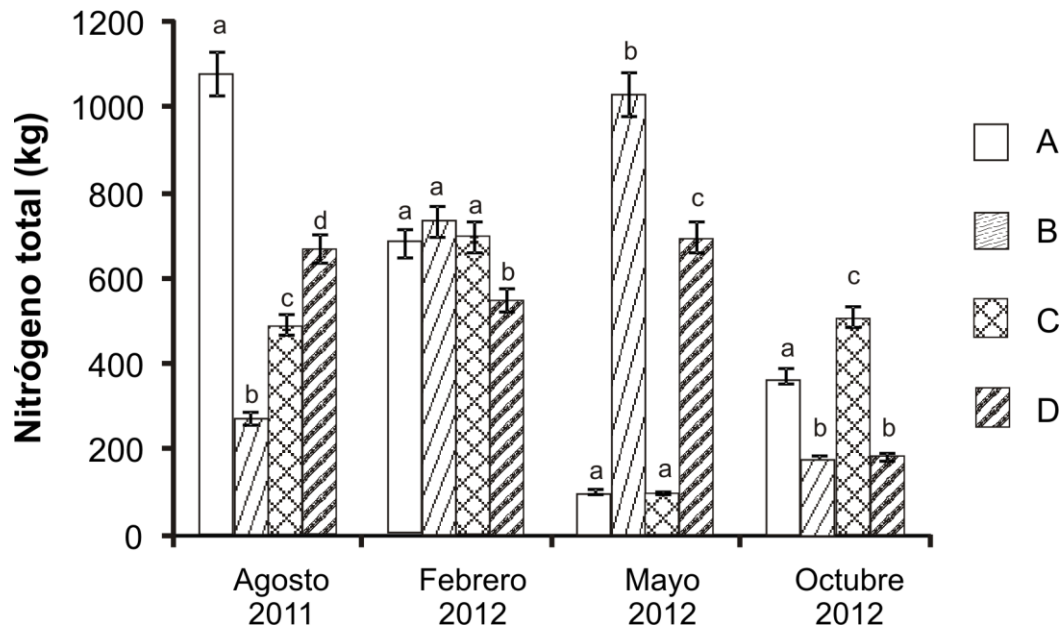


Figura 10. Cargas de nitrógeno calculadas en la laguna El Tóbari, durante el presente estudio. Diferente letra en las columnas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

En la zona A se presentaron los valores mayores de nitrógeno, ya que es el área bajo la influencia de los efluentes de las granjas. Asimismo los valores de nitrógeno correspondientes al sitio de muestreo de los drenes agrícolas (zona B) fueron significativamente elevados (1030 kg) en mayo ( $p < 0.05$ ). Esto indica que tanto la zona acuícola como la agrícola están contribuyendo significativamente ( $p < 0.05$ ) a las elevadas cargas de nitrógeno en los meses de agosto y de mayo. Por otra parte en febrero se registraron valores menores y el único sitio diferente fue el área marino-agrícola (Figura 10).

Por lo tanto, con estos datos se puede inferir que las actividades acuícola y agrícola están influyendo en los aportes de nitrógeno, y este resultado es altamente variable dependiendo de la estación del año. Lo cual indica que ambas actividades contribuyen de manera paralela en la carga de nitrógeno y que este nutriente podría estar asociado a los patrones de producción en ambas actividades (SAGARPA, 2010).

Se ha reconocido que la fuente principal de nitrógeno total, provenientes de la acuicultura, hacia los cuerpos de agua receptores son los desechos del alimento no consumido y en menor proporción los fertilizantes orgánicos e inorgánicos (Martínez-Córdova *et al.* 2009; Páez-Osuna, 2003). Una vez que se descargan dichos efluentes hacia los cuerpos de agua receptores, causan problemas como los florecimientos algales nocivos, enterramiento de comunidades bentónicas y disminución de la biodiversidad bentónica (Páez-Osuna, 2001; Martínez-Córdova *et al.*, 2009). En dicho contexto, es posible que al existir la modificación de la dinámica del nitrógeno total en la laguna El Tóbari, las comunidades se puedan ver afectadas.

La dimensión del problema de los desechos nitrogenados está directamente relacionada con la intensidad del cultivo y con el óptimo manejo del Factor de Conversión Alimenticia (FCA) de los camarones en cultivo. Al evaluarse la eficiencia del aprovechamiento del alimento en cultivos semiintensivos e intensivos de *Penaeus monodon*, *Penaeus vannamei* y *Penaeus stylirostris*, Tacon (2002) reportó que para que el manejo del alimento sea eficiente los valores del FCA deben ser de 1. Considerando este FCA, por cada tonelada de camarón producida se descargarán a través de los efluentes de las granjas, alrededor de 500 kg de materia orgánica, 26 kg de nitrógeno y 13 kg de fósforo (Tacon, 2002; Martínez-Córdova *et al.*, 2009; Pushparajan y Soundarapandian, 2010).

Por otro lado, Páez-Osuna *et al.* (1999) calculó los aportes totales de nitrógeno (N) de las descargas de una granja camaronícola de Sinaloa bajo el sistema semi-intensivo y calculó que el aporte es de 52.1 kg N/ha, por cada ciclo de cultivo, basándose en un FCA de 1.5. En dicho estudio se estimó que para el estado de Sonora, la carga total de nitrógeno por ciclo de cultivo de camarón es de alrededor de 809000 kg, siendo que en ese año la superficie de cultivo era de aproximadamente 5000 ha.

En cambio, los estudios realizados por el Comité de Sanidad Acuícola del Estado de Sonora (COSAES, 2009), demostraron que para las granjas de camarón del sur de Sonora los FCA eran alrededor de 2.5 y que el tipo de sistema preponderante era el semiintensivo. De esta manera y de acuerdo a Tacon (2002), la granja La Atanasia debe estar descargando alrededor de 117 kg de N hacia la laguna El Tóbari por cada tonelada de camarón producida (Martínez-Córdova *et al.*, 2009).

Las grandes cantidades de alimento no consumido se deben al mal manejo en los métodos de alimentación que deben ser adecuados para el tipo e intensidad del cultivo (Casillas-Hernández *et al.*, 2007). Por ejemplo, el tipo de alimentación que domina en las granjas de Sonora, es la alimentación por boleo, siendo este método muy poco eficiente (Miranda *et al.*, 2007; Martínez-Córdova *et al.*, 2009)

Casillas-Hernández *et al.* (2007) redujeron considerablemente la cantidad de sólidos suspendidos y las diferentes formas de nitrógeno, utilizando una alimentación por charolas en la granja La Atanasia. Aunado a esto, el rendimiento de la cosecha de camarón también aumentó considerablemente (3325 kg/ha, 12 % más que con el método por boleo), debido al aumento del alimento natural por la proliferación de especies de plancton que el camarón consume (Páez-Osuna, 2003). Sin embargo, la forma predominante de cómo suministran el alimento en esta granja es por boleo y, de esta manera, la granja La Atanasia es uno de los mayores aportadores de nitrógeno hacia El Tóbari. Esto es una carga para los ecosistemas aledaños que ha estado alterando la dinámica del nitrógeno, por lo que hay que tener un amplio panorama de los efectos que ha sufrido.

Para tener una mayor claridad de los efectos de las actividades antropogénicas, los ecosistemas pueden ser catalogados con respecto a la cantidad de nutrientes que reciben. Forsber y Riding (1980) clasificaron, de acuerdo con el

estado trófico, incorporando cuatro categorías que consideran las cargas de nitrógeno: oligotrófica, con menos de  $400 \mu\text{g.L}^{-1}$ ; mesotrófica que reciben entre  $400$  y  $600 \mu\text{g.L}^{-1}$ ; eutrófica que reciben entre  $600$  y  $1500 \mu\text{g.L}^{-1}$ ; e hipertrófica que reciben más de  $1500 \mu\text{g.L}^{-1}$  (Apéndice 1).

Comparativamente, los valores de N en El Tóbari se encuentran por encima de la categoría hipertrófica, ya que las concentraciones de N total en las muestras de agua variaron entre  $20520$  a  $33550 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Considerando que las fuentes naturales de nutrientes no proveen de estas cantidades de N (Páez-Osuna, 2001), la laguna El Tóbari puede considerarse un ecosistema altamente impactado por las actividades antropogénicas.

Una manera de amortiguar estos efectos es la implementación de la restauración en la zona mediante la expansión del manglar. Zaldivar-Jimenez *et al.* (2012) demostraron que el manglar tiene un efecto de amortiguamiento sobre las descargas de nitrógeno, provenientes de una granja de camarón y comprobaron que el mangle podía asimilar la carga de nutrientes en forma de  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ , más rápido que el fitoplancton; los autores mencionan que el mangle puede ser utilizado en proyectos relacionados con la restauración de hábitats con elevada carga de estas formas nitrogenadas.

En la laguna El Tóbari la extensión del mangle ha disminuido por el efecto desmedido de la modificación del uso de suelo y hábitat, y se observa un deterioro en unas áreas de mangle localizadas tierra adentro de los drenes agrícola. Una manera de amortiguar los efectos, sería la repoblación de las zonas del ecosistema con las dos especies de mangle que predominan en el área. De acuerdo a Citron (1982), el mangle en las zonas costeras contribuye para la base de las cadenas tróficas por el aporte de detritus que pasa a ser parte del alimento de los organismos consumidores de detritus.

### VIII.II.II Fósforo Total

Los valores de fósforo (P) total fueron notoriamente mayores en los drenes agrícolas (B) siendo los meses de mayo y octubre los que presentaron valores mayores (30.65 y 30.38 respectivamente) ( $p < 0.05$ ) (Figura 11). En el mes de octubre también presentó un alto valor en la zona acuícola con 27.37 kg.

Forsber y Riding (1980) también propusieron una clasificación de los ecosistemas costeros, basados en la concentración de P total en sus aguas: oligotrófico con valores menores a  $3.0 \mu\text{g.L}^{-1}$ ; mesotrófico con valores entre 15 y  $25 \mu\text{g.L}^{-1}$ ; eutrófico con valores entre 25 y  $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ ; e hipertrófico con valores mayores a  $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Las concentraciones de P total en las muestras de agua de la laguna El Tóbari variaron entre 90 y  $1230 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Así, la clasificación de este ecosistema, al igual que para el N total, es hipertrófico. Esto refuerza la idea de que las actividades antropogénicas están afectando al ecosistema.

Se sabe que la agricultura del Valle del Yaqui es altamente tecnificada y en su desarrollo se utilizan grandes cantidades de fertilizantes inorgánicos, como el fertilizante NPK que suministra las mismas proporciones de nitrógeno, fósforo y potasio (por cada 100 kg, aporta 15 kg de cada uno; Macías-Zamora *et al.*, 2008).

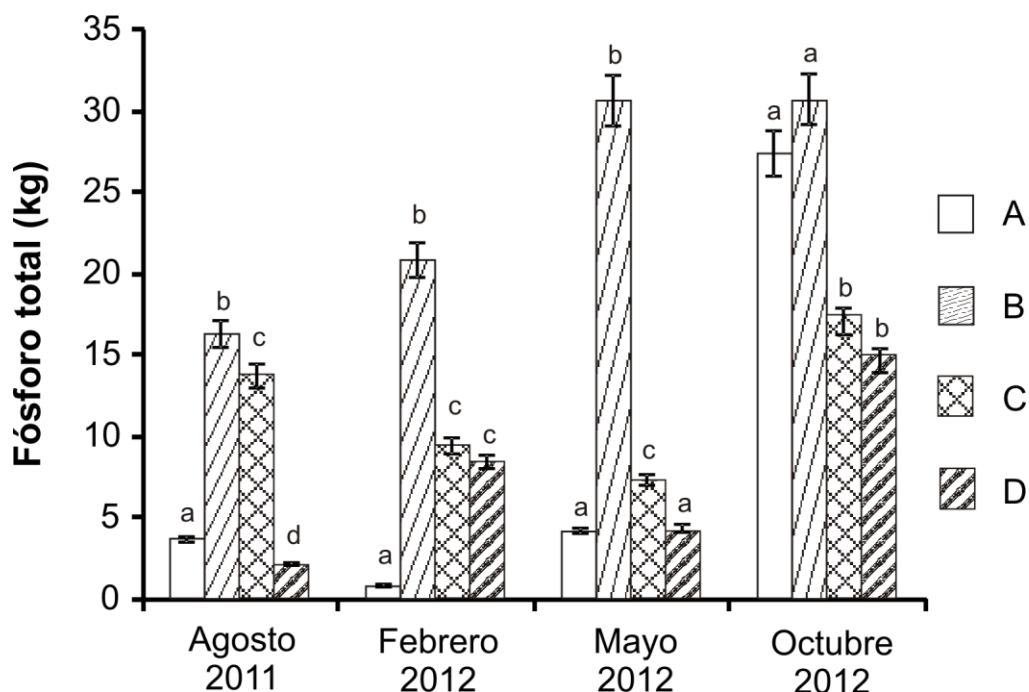


Figura 11. Cargas de fósforo calculadas en las cuatro áreas (A, B, C, y D) de la laguna El Tóbari, durante los cuatro muestreos. Diferente letra en las columnas por muestreo, indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

La problemática de las descargas de nutrientes en los ecosistemas costeros ha sido abordada por algunos autores (Nixon, 1995; Páez Osuna, 2001; Páez Osuna *et al.*, 2003; Miranda *et al.*, 2009). Se sabe que los nutrientes alteran la dinámica de los microorganismos ya que aumentan la demanda de oxígeno y aceleran el crecimiento de las bacterias y el fitoplancton. El enriquecimiento con N y P de forma exacerbada, como ha quedado demostrado en El Tobarí, debe tener una influencia sobre la composición isotópica de la flora y fauna, lo cual es muy importante para llegar a un diagnóstico definitivo sobre la salud del ecosistema, lo cual será analizado en la siguiente sección.



### VIII.III Composición Isotópica de Carbono y Nitrógeno en la Materia Orgánica Suspendida y en los Sedimentos de los dos Ecosistemas Lagunares

En general, los valores promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  en la materia orgánica suspendida de la laguna El Tóbari variaron entre -21.6 y -15.8 ‰, con el valor más alto ( $p < 0.05$ ) en el mes de febrero de 2012. En agosto, mayo y octubre no hubo diferencias significativas ( $p > 0.05$ ), con valores entre -21.6 y -20.8‰. El valor de  $\delta^{13}\text{C}$  promedio en Los Tanques fue -16.9‰, siendo significativamente ( $p < 0.05$ ) diferente a los muestreos de agosto, mayo y octubre en la laguna. Esto indica que la laguna Los Tanques presentó una condición diferente a la laguna El Tobarí (Figura 12).

La influencia de los efluentes acuícolas respecto a la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  ha sido relacionada con el abatimiento de los valores, ya que la materia orgánica proveniente del cultivo de camarón posee valores que varían de 16.3 a -25.3‰ (Lorrain *et al.*, 2002; Vizzini *et al.*, 2005; Lin y Fong, 2008; Martínez-Córdova *et al.*, 2009; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011).

Por ejemplo Vizzini *et al.* (2005) encontraron que la composición isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  del material en suspensión en una laguna costera del mediterráneo seguía un patrón estacional. Sin embargo, al recibir los efluentes de una granja de cultivo de peces cercana, los valores en la composición isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  bajaban considerablemente, con valores en un intervalo de -27.1 a -24.7‰.

De igual manera, Vizzini y Mazzola (2004) reportaron que la composición isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  de la materia orgánica en suspensión en los efluentes de una granja acuícola, se encontraban en un promedio de -23.9‰. En cambio, la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  en la materia orgánica en suspensión de áreas no influenciadas por la actividad acuícola, tuvieron una composición isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  más enriquecida, con un promedio de -16.0‰.

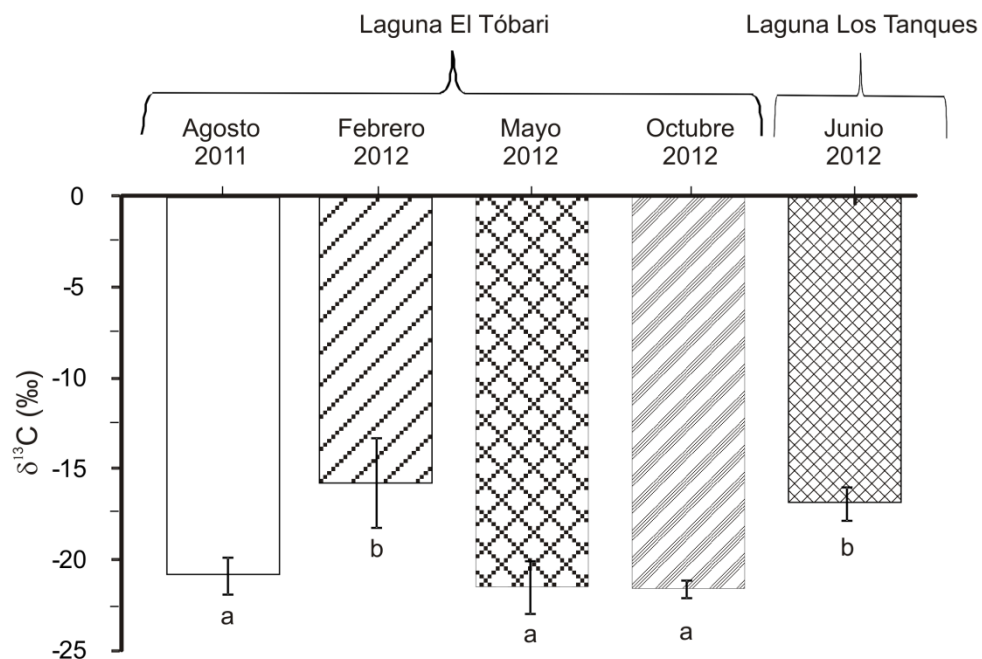


Figura 12. Composición de  $\delta^{13}\text{C}$  en la materia orgánica suspendida de los sitios de las lagunas El Tóbari y Los Tanques, Sonora, México. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

En busca de tener un panorama más claro de los efectos que pudieran tener los efluentes acuícolas sobre la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  en los diferentes reservorios de la laguna El Tóbari, se analizó la composición isotópica de carbono en alimento utilizado en dos fases de cultivo en la granja La Atanasia. El valor de  $\delta^{13}\text{C}$  para el alimento utilizado en la fase juvenil del cultivo de camarón fue de  $-23.6\text{‰}$ , mientras que el utilizado en la fase adulta fue de  $-23.5\text{‰}$ . Estos valores se reflejan en la composición de la materia orgánica en suspensión de la laguna El Tóbari en los muestreos de agosto, mayo y octubre, pero no en el muestreo de febrero donde inicia el ciclo de cultivo. Se sabe que el ciclo de cultivo de camarón termina en septiembre y los estanques son vaciados y una parte de esos efluentes llegan al ecosistema (Rodríguez-Valencia *et al.*, 2010). Además, la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  en la laguna Los Tanques fue baja y concuerda con lo reportado en áreas no contaminadas con efluentes acuícolas, cuyos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  son más enriquecidos (Lorrain *et al.*, 2002; Vizzini *et al.*, 2005; Lin y Fong, 2008).

Asimismo, es importante resaltar que la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  fue diferente en la materia orgánica suspendida de los sitios que se encuentran más cerca de la granja a los encontrados en los sitios localizados en los drenes agrícolas (Apéndice 2) y concuerda con lo reportado en material de origen terrígeno que normalmente está enriquecido en  $^{13}\text{C}$  debido a las distintas fuentes de carbono (Vizzini y Mazzola, 2006).

En cuanto a la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  del material suspendido, los máximos valores fueron registrados en el mes de mayo de 2012. Por otro lado el valor menor, 6.5‰, se determinó durante el mes de agosto de 2011 (Figura 13). Se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los muestreos, siendo similares entre sí los muestreos de febrero y octubre de 2012 y mayo y junio de 2012.

En general, los valores más bajos de  $\delta^{15}\text{N}$  se encontraron en los sitios localizados en los drenes agrícolas y los más altos en la zona acuícola (Apéndice 2). Estos resultados pueden estar relacionados con efluentes del cultivo de camarón, ya que se ha reportado que la materia orgánica de ese origen se encuentra enriquecida en su composición de  $\delta^{15}\text{N}$  (Lorrain *et al.*, 2002; Vizzini *et al.*, 2005; Lin y Fong, 2008; Martínez-Córdova *et al.*, 2009; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011). Vizzini *et al.* (2005) reportaron un intervalo de valores entre 9 y 12‰ en la composición isotópica de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica suspendida de una laguna costera del Mediterráneo impactada por actividades de cultivo de peces.

La dinámica de los nutrientes de diferentes orígenes en la columna de agua de los ecosistemas lagunares es muy variable y depende tanto de factores biológicos como abióticos.

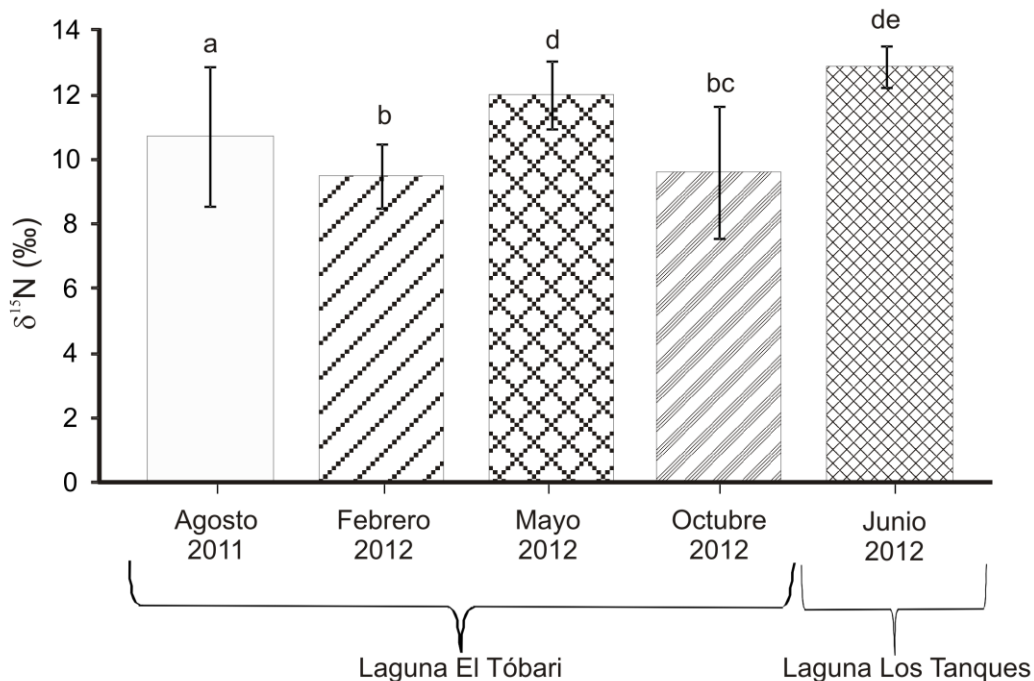


Figura 13. Composición de  $\delta^{15}\text{N}$  en la materia orgánica suspendida de los sitios de las lagunas El Tóbari y Los Tanques, Sonora, México. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Entonces, el efecto en algunos ecosistemas puede ser menor en función de un efecto amortiguador por la dilución en grandes volúmenes de agua (por ejemplo en ecosistemas con regímenes de mareas más frecuentes) y/o por una alta productividad primaria y secundaria (Valiela, 1995; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Flores-Verdugo, 2001; Páez-Osuna *et al.*, 2003).

Los efectos de las descargas acuícolas en la laguna El Tóbari posiblemente fueron mayores debido a la construcción del predaplén en 1973, ya que la hidrodinámica se vio disminuida y se incrementó el azolvamiento, por lo que el intercambio de la materia orgánica con zonas aledañas disminuyó considerablemente.

Los valores de la composición isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  en los sedimentos se encontraron en un rango que va desde -21.6 a -18.7‰ para la laguna El Tóbari y un valor de -17.7‰ para la laguna Los Tanques. Se encontraron diferencias

significativas ( $p < 0.05$ ) en el muestreo de mayo de 2012, siendo similares entre si los muestreos de agosto de 2011 y febrero de 2012. De igual manera, los muestreos de junio (Los Tanques) y octubre de 2012 fueron similares (Figura 14).

Estos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  son característicos de zonas de manglar reportados en otros estudios. Por ejemplo, Jara Marini (2008) reportó un intervalo de  $\delta^{13}\text{C}$  entre  $-26.0\text{‰}$  y  $-18.4\text{‰}$  en sedimentos de sitios de manglar de un ecosistema lagunar del Golfo de California. En otro estudio, Serrano-Grijalva *et al.* (2011) reportaron composiciones promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  entre  $-18.2\text{‰}$  y  $-20.5\text{‰}$  en sedimentos de manglar de dos lagunas costeras del Golfo de California. Similarmente, Vizzini y Mazzola (2006) reportaron composiciones de  $\delta^{13}\text{C}$  de  $-19.4\text{‰} \pm 0.4$  en sedimentos de lagunas costeras con predominancia de manglares, del sureste del Mediterráneo. En cambio, en un estudio previo en un ecosistema costero del oeste del Mediterráneo, Vizzini y Mazzola (2004) reportaron intervalos de  $\delta^{13}\text{C}$  entre  $-15.5\text{‰}$  y  $-11.4\text{‰}$  en sedimentos con predominancia de pastos marinos.

Los valores promedio de  $\delta^{15}\text{N}$  en los sedimentos fluctuaron entre  $7.5$  y  $9.0\text{‰}$  para la laguna El Tóbari durante los cuatro muestreos, mientras que en Los Tanques el valor promedio fue de  $10.3\text{‰}$ . Se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los muestreos, siendo similares los muestreos de febrero y mayo de 2012 (Figura 15).

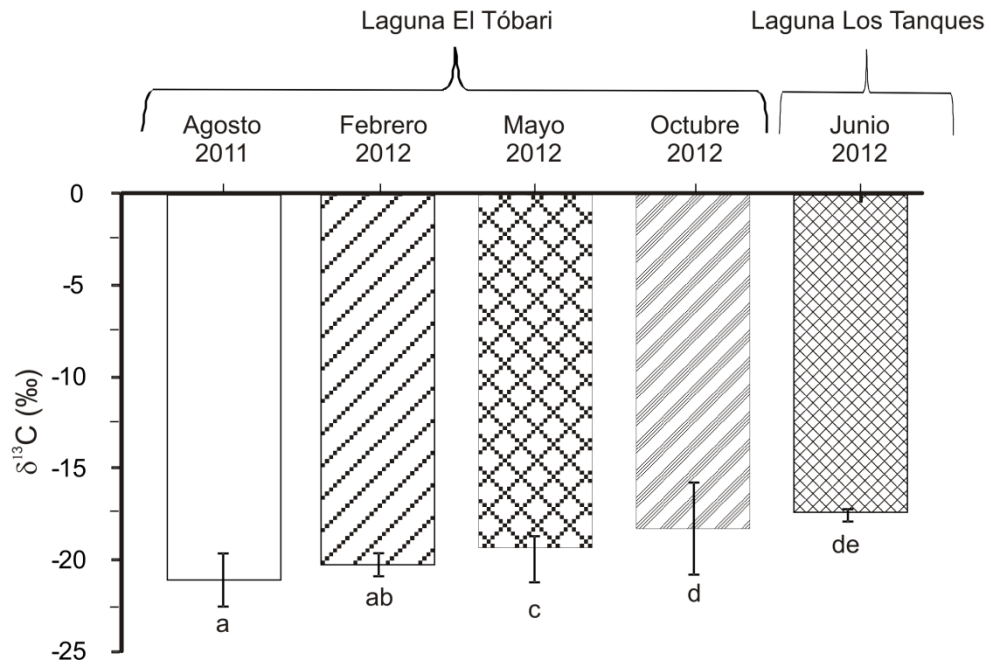


Figura 14. Composición de  $\delta^{13}\text{C}$  en los sedimentos en los sitios de las lagunas El Tóbari y Los Tanques, Sonora, México. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

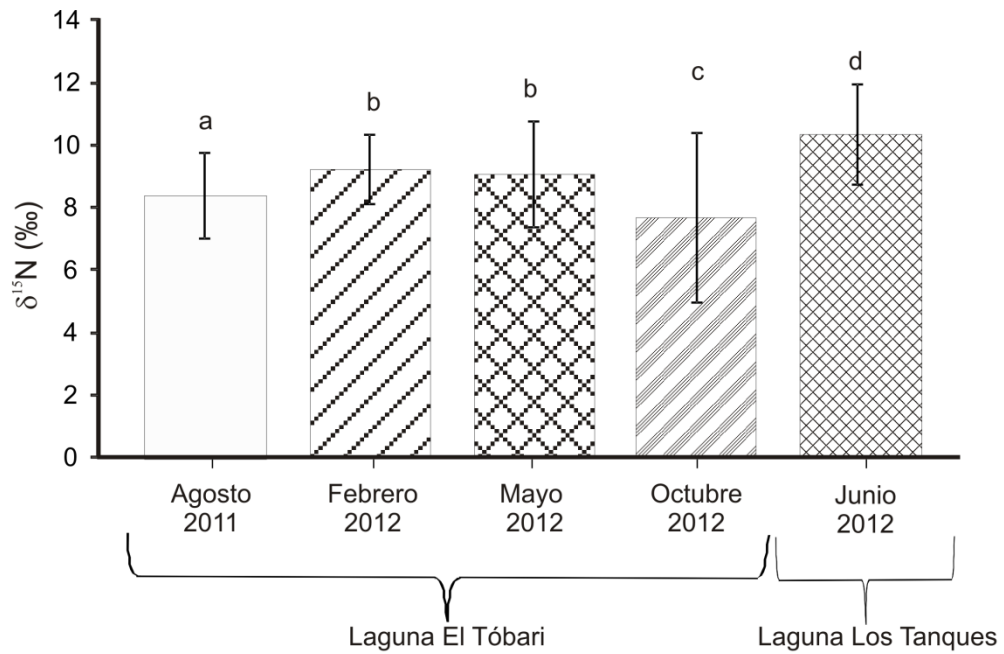


Figura 15. Composición de  $\delta^{15}\text{N}$  en los sedimentos de los sitios de las lagunas El Tóbari y Los Tanques, Sonora, México. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Vizzini y Mazzola (2004) reportaron que en sedimentos con predominancia de pastos marinos de un ecosistema costero del oeste del Mediterráneo, los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  tuvieron un intervalo entre 3.8‰ y 11.5‰. En otro estudio en lagunas costeras del sureste del Mediterráneo, se reportaron valores promedio de  $\delta^{15}\text{N}$  de 5.8‰ en los sedimentos colectados en las áreas con impactos de una granja acuícola, mientras que los valores promedio en el área control (no impactada) variaron entre 5.3 y 5.5‰ (Vizzini y Mazzola, 2006). Es decir, no reportaron diferencias en las composiciones de  $\delta^{15}\text{N}$  entre las áreas impactadas y el área control. En este estudio, las composiciones de los sedimentos de los sitios con influencia de la granja camaronícola (1, 2, 4, 5 y 6) tuvieron una composición de  $\delta^{15}\text{N}$  entre 6.7 y 9.6‰, que son similares a los encontrados en los sitios de influencia de la agricultura. (8, 9, 10 y 11) cuyos valores variaron entre 7.8 y 11.8‰ (Apéndice 2). Esto puede ser debido a la hidrodinámica de la laguna El Tóbari, ya que el pedraplén ha provocado la disminución de los efectos de las mareas, lo que produce una distribución homogénea de materia orgánica en las áreas internas del ecosistema.

Otros estudios han reportado comportamientos similares. Jara Marini (2008) reportó un intervalo de  $\delta^{15}\text{N}$  entre 5.2‰ y 9.2‰ en sedimentos de un ecosistema lagunar del Golfo de California impactado por actividades portuarias e industriales, sin encontrar un patrón de distribución en la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  en los sitios. En otro estudio en dos lagunas costeras del Golfo de California, Serrano-Grijalva *et al.* (2011) reportaron composiciones de  $\delta^{15}\text{N}$  similares entre sedimentos de un ecosistema no impactado por actividades antropogénicas (entre 5.9 y 7.8‰) y en sedimentos de un ecosistema impactado por actividades camaronícolas (entre 6.4 y 7.7‰).

#### VIII.IV Composición Isotópica de Carbono y Nitrógeno en los Organismos de los dos Ecosistemas Lagunares

El análisis de la composición de los isótopos estables de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  en los diferentes componentes de los ecosistemas permiten establecer los orígenes de las fuentes de carbono y si hay alteración de las relaciones tróficas derivado de fuentes antropogénicas (Vizzini *et al.*, 2005; Vizzini y Mazzola, 2006). Es así que con el fin de determinar si las actividades acuícolas en los alrededores de la laguna El Tóbari han tenido impactos sobre su trama trófica se colectaron organismos con diferentes hábitos alimenticios y se les cuantificaron los isótopos estables de C y N. Para tener un punto de referencia, también se colectaron organismos de la laguna Los Tanques, un ecosistema lagunar que no está impactado por actividades acuícolas. Las especies que se muestrearon en los dos ecosistemas, así como los valores promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  y de  $\delta^{15}\text{N}$  que se determinaron se presentan en las tablas 3 y 4.

Entre los productores primarios, el fitoplancton presentó composiciones de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  similares ( $p < 0.05$ ) entre la laguna El Tóbari  $-18.3\text{‰}$  y  $8.7\text{‰}$  y la laguna Los Tanques  $-20.5\text{‰}$  y  $7.1\text{‰}$ . Asimismo, los mangles presentaron una composición sin diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) de  $\delta^{13}\text{C}$   $-27.5$  y  $-26.4\text{‰}$  y de  $\delta^{15}\text{N}$  entre  $9.8$  y  $11.0\text{‰}$ . Las macroalgas también presentaron ligeras variaciones en los promedios de la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  entre  $-20.1$  y  $-17.0\text{‰}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  entre  $11.0$  y  $13.0\text{‰}$  entre las especies de la laguna El Tóbari y en las dos especies colectadas en los dos ecosistemas, aunque sus desviaciones estándar fueron altas Tablas 3 y 4.

Diferentes estudios han demostrado que la materia orgánica de origen antropogénico produce el enriquecimiento en la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de los sedimentos y la materia orgánica suspendida, así como de los organismos (Vizzini *et al.*, 2005; Vizzini y Mazzola, 2006; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011).



Las fuentes de carbono en ecosistemas con nulo o bajo impacto por actividades antropogénicas provienen de aportes marinos y terrígenos y se ha reportado que tienen un intervalo de  $\delta^{13}\text{C}$  entre -30.0 y -20.0‰ (Vizzini *et al.*, 2005; Charmichael, 2008; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011). De acuerdo a los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  encontrados en el fitoplancton de laguna El Tóbari hay una alteración en su composición que es derivada tanto de la actividad acuícola, como agrícola. Las fuentes naturales de carbono también pueden producir este enriquecimiento (Serrano-Grijalva *et al.*, 2011) y se ha reportado que la composición isotópica del fitoplancton de ecosistemas tropicales oscila entre -18 y -22‰ (Hsieh *et al.* 2002) siendo valores similares a los encontrados en éste estudio.

La composición isotópica de C y N de las macroalgas de los dos ecosistemas lagunares están enriquecidas y son típicas de ecosistemas impactados por las descargas de materia orgánica proveniente de actividades antropogénicas. Las macroalgas de ecosistemas con bajo o nulo impacto antropogénico poseen composiciones de  $\delta^{13}\text{C}$  entre -20.0 a -17.0‰ (Serrano-Grijalva *et al.* 2011) y de  $\delta^{15}\text{N}$  entre 2.80 y 4.20‰ (Vizzini y Mazzola, 2006). El enriquecimiento de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  en las macroalgas se ha atribuido al uso preferencial del carbono y nitrógeno inorgánico disuelto más ligero por parte del fitoplancton en la columna de agua, que es producido por la respiración bacteriana (Bouillon *et al.*, 2000). Esto deja al carbono y nitrógeno más pesado en la columna de agua, de donde es tomado por las macroalgas. Los valores altos de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  en estos productores primarios está asociado a la predominancia de material orgánica de descargas municipales (Vizzini *et al.*, 2005), acuícolas (Serrano-Grijalva *et al.* 2011) y de la agricultura (Piñón-Gimate *et al.* 2009).

Tabla 3. Composición de  $\delta^{13}\text{C}$  (promedio  $\pm$  desviación estándar) en los organismos colectados en los ecosistemas lagunares El Tóbari y Los Tanques<sup>1,2</sup>.

| Grupo funcional        | Grupo/Especie             | FN | El Tóbari                      |                                |                                |                                | Los Tanques                   |
|------------------------|---------------------------|----|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|
|                        |                           |    | Agosto 2011                    | Febrero 2012                   | Mayo 2012                      | Octubre 2012                   | Junio 2012                    |
| Productores primarios  | Fitoplancton              | A  | -20.20 <sup>a</sup> $\pm$ 0.66 | -18.50 <sup>b</sup> $\pm$ 0.30 | -17.70 <sup>b</sup> $\pm$ 0.26 | -16.27 <sup>c</sup> $\pm$ 1.29 | -20.2 <sup>a</sup> $\pm$ 0.42 |
|                        | <i>R. mangle</i>          | A  | -28.42 <sup>a</sup> $\pm$ 0.65 | -27.44 <sup>a</sup> $\pm$ 0.02 | -26.94 <sup>a</sup> $\pm$ 0.05 | -26.47 <sup>a</sup> $\pm$ 0.15 | -27.5 <sup>a</sup> $\pm$ 0.04 |
|                        | <i>A. germinans</i>       | A  | -27.59 <sup>a</sup> $\pm$ 0.10 | -27.28 <sup>a</sup> $\pm$ 0.04 | -26.76 <sup>a</sup> $\pm$ 0.14 | -25.45 <sup>a</sup> $\pm$ 1.23 |                               |
|                        | <i>Ulva lactuca</i>       | A  | -19.59 <sup>a</sup> $\pm$ 0.03 | -19.23 <sup>a</sup> $\pm$ 0.11 | -17.59 <sup>b</sup> $\pm$ 0.13 | -15.07 <sup>c</sup> $\pm$ 0.04 | -17.9 <sup>b</sup> $\pm$ 0.11 |
|                        | <i>Ulva intestinalis</i>  | A  | -21.97 <sup>a</sup> $\pm$ 0.35 | -18.80 <sup>b</sup> $\pm$ 0.30 | -16.99 <sup>c</sup> $\pm$ 0.10 |                                |                               |
|                        | <i>S. filamentosa</i>     | A  | -19.95 <sup>a</sup> $\pm$ 0.10 |                                | -18.08 <sup>a</sup> $\pm$ 0.04 | -13.31 <sup>b</sup> $\pm$ 0.57 | -17.7 <sup>a</sup> $\pm$ 3.27 |
|                        | <i>G. vermiculophylla</i> | A  |                                | -18.25 <sup>a</sup> $\pm$ 0.04 | -16.99 <sup>b</sup> $\pm$ 0.22 | -16.06 <sup>b</sup> $\pm$ 0.43 |                               |
| Consumidores primarios | Zooplancton               | P  | -23.06 <sup>a</sup> $\pm$ 1.58 | -20.55 <sup>a</sup> $\pm$ 1.00 | -19.16 <sup>a</sup> $\pm$ 0.07 | -17.52 <sup>b</sup> $\pm$ 0.19 | -19.9 <sup>a</sup> $\pm$ 0.39 |
|                        | <i>C. gnidia</i>          | F  | -18.53 <sup>a</sup> $\pm$ 0.15 | -17.25 <sup>b</sup> $\pm$ 0.13 | -16.60 <sup>b</sup> $\pm$ 0.22 | -16.07 <sup>b</sup> $\pm$ 0.19 | -16.3 <sup>b</sup> $\pm$ 0.31 |
|                        | <i>C. fluctifraga</i>     | F  | -19.01 <sup>a</sup> $\pm$ 0.34 | -18.63 <sup>a</sup> $\pm$ 0.14 | -18.29 <sup>a</sup> $\pm$ 0.13 | -16.50 <sup>b</sup> $\pm$ 0.82 | -17.0 <sup>c</sup> $\pm$ 1.47 |
|                        | <i>C. gigas</i>           | F  | -20.11 <sup>a</sup> $\pm$ 0.82 | -18.86 <sup>b</sup> $\pm$ 0.43 | -18.32 <sup>b</sup> $\pm$ 0.01 | -17.57 <sup>b</sup> $\pm$ 0.07 | -17.7 <sup>c</sup> $\pm$ 0.10 |
|                        | <i>C. corteziensis</i>    | F  | -19.73 <sup>a</sup> $\pm$ 0.29 | -19.42 <sup>a</sup> $\pm$ 0.12 | -18.73 <sup>a</sup> $\pm$ 0.42 | -17.86 <sup>b</sup> $\pm$ 0.30 | -19.6 <sup>c</sup> $\pm$ 0.58 |
|                        | <i>F. dentivarians</i>    | F  | -20.02 <sup>a</sup> $\pm$ 0.15 | -16.95 <sup>b</sup> $\pm$ 0.12 | -16.69 <sup>b</sup> $\pm$ 0.11 | -16.02 <sup>b</sup> $\pm$ 0.30 |                               |

<sup>1</sup>. FN: Forma de nutrirse. A: autótrofo; P: planctívoro; F: filtrador; O: omnívoro; C: carnívoro; D: detritívoro.

<sup>2</sup>. Diferente superíndice entre las columnas, indica diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Tabla 3. Composición de  $\delta^{13}\text{C}$  (promedio  $\pm$  desviación estándar) en los organismos colectados en los ecosistemas lagunares El Tóbari y Los Tanques (continuación)<sup>1,2</sup>.

| Grupo funcional          | Grupo/Especie                   | FN                     | El Tóbari                      |                                |                                |                                | Los Tanques                    |  |
|--------------------------|---------------------------------|------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--|
|                          |                                 |                        | Agosto 2011                    | Febrero 2012                   | Mayo 2012                      | Octubre 2012                   | Junio 2012                     |  |
| Consumidores secundarios | <i>H. erythrostoma</i>          | O                      | -13.99 <sup>a</sup> $\pm$ 0.07 | -13.70 <sup>a</sup> $\pm$ 0.10 | -13.39 <sup>a</sup> $\pm$ 0.15 | -13.12 <sup>a</sup> $\pm$ 0.19 |                                |  |
|                          | <i>L. vannamei</i>              | O                      | -16.75 <sup>a</sup> $\pm$ 0.37 | -16.12 <sup>a</sup> $\pm$ 0.15 | -15.67 <sup>b</sup> $\pm$ 0.24 | -14.99 <sup>c</sup> $\pm$ 0.09 |                                |  |
|                          | <i>C. arcuatus</i> , juvenil    | C                      | -16.88 <sup>a</sup> $\pm$ 0.49 | -15.67 <sup>b</sup> $\pm$ 0.23 | -15.67 <sup>b</sup> $\pm$ 0.23 | -14.72 <sup>c</sup> $\pm$ 0.30 | -14.7 <sup>c</sup> $\pm$ 0.35  |  |
|                          | <i>C. arcuatus</i> , adulto     |                        | -16.13 <sup>a</sup> $\pm$ 0.28 | -15.47 <sup>b</sup> $\pm$ 0.01 | -15.47 <sup>b</sup> $\pm$ 0.01 | -13.57 <sup>c</sup> $\pm$ 0.41 |                                |  |
|                          | <i>M. cephalus</i> , juvenil    | D                      | -16.37 <sup>a</sup> $\pm$ 0.75 | -14.61 <sup>b</sup> $\pm$ 0.18 | -14.61 <sup>b</sup> $\pm$ 0.18 | -12.57 <sup>c</sup> $\pm$ 0.24 | -16.1 <sup>a</sup> $\pm$ 0.85  |  |
|                          | <i>M. cephalus</i> , adulto     |                        | -16.13 <sup>a</sup> $\pm$ 0.28 | -13.95 <sup>b</sup> $\pm$ 0.27 | -13.95 <sup>b</sup> $\pm$ 0.27 | -12.94 <sup>c</sup> $\pm$ 0.22 |                                |  |
|                          | <i>G. cinereus</i> , juvenil    | C                      | -16.44 <sup>a</sup> $\pm$ 0.03 | -16.08 <sup>b</sup> $\pm$ 0.30 | -16.08 <sup>b</sup> $\pm$ 0.30 | -15.24 <sup>c</sup> $\pm$ 0.05 |                                |  |
|                          | <i>G. cinereus</i> , adulto     |                        | -15.13 <sup>a</sup> $\pm$ 0.01 | -15.04 <sup>a</sup> $\pm$ 0.04 | -15.04 <sup>a</sup> $\pm$ 0.04 | -14.55 <sup>b</sup> $\pm$ 0.03 |                                |  |
|                          | <i>H. leuciscus</i> , juvenil   | C                      | -16.48 <sup>a</sup> $\pm$ 0.04 | -16.37 <sup>a</sup> $\pm$ 0.07 | -16.37 <sup>a</sup> $\pm$ 0.07 | -16.02 <sup>a</sup> $\pm$ 0.02 | -14.4 <sup>d</sup> $\pm$ 0.06  |  |
|                          | <i>H. leuciscus</i> , adulto    | C                      | -15.81 <sup>a</sup> $\pm$ 0.10 | -15.29 <sup>a</sup> $\pm$ 0.37 | -15.29 <sup>a</sup> $\pm$ 0.37 | -14.15 <sup>b</sup> $\pm$ 0.23 |                                |  |
|                          | <i>L. argentivensis</i> juvenil | C                      | -17.21 <sup>a</sup> $\pm$ 0.02 | -16.14 <sup>b</sup> $\pm$ 0.53 | -16.72 <sup>b</sup> $\pm$ 0.53 | -15.95 <sup>c</sup> $\pm$ 0.07 |                                |  |
|                          | <i>L. argentivensis</i> adulto  | C                      | -15.88 <sup>a</sup> $\pm$ 0.01 | -15.55 <sup>a</sup> $\pm$ 0.05 | -15.55 <sup>a</sup> $\pm$ 0.05 | -13.94 <sup>b</sup> $\pm$ 0.88 |                                |  |
|                          | Consumidores terciarios         | <i>F. magnificens</i>  | C                              | -18.96 <sup>a</sup> $\pm$ 0.32 | -18.41 <sup>a</sup> $\pm$ 0.02 | -18.41 <sup>a</sup> $\pm$ 0.02 | -17.68 <sup>b</sup> $\pm$ 0.21 |  |
|                          |                                 | <i>P. brasiliensis</i> | C                              | -18.75 <sup>a</sup> $\pm$ 0.49 | -17.10 <sup>b</sup> $\pm$ 1.04 | -17.10 <sup>b</sup> $\pm$ 1.04 |                                |  |
| <i>N. violácea</i>       |                                 | C                      | -16.01 <sup>a</sup> $\pm$ 0.49 | -14.66 <sup>b</sup> $\pm$ 0.13 | -14.66 <sup>b</sup> $\pm$ 0.13 | -13.76 <sup>c</sup> $\pm$ 0.02 |                                |  |
| <i>R. longirostris</i>   |                                 | C                      | -17.46 <sup>a</sup> $\pm$ 1.10 |                                |                                | -15.87 <sup>b</sup> $\pm$ 0.24 |                                |  |

<sup>1</sup>. FN: Forma de nutrirse. A: autótrofo; P: planctívoro; F: filtrador; O: omnívoro; C: carnívoro; D: detritívoro.

<sup>2</sup>. Diferente superíndice entre las columnas, indica diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Tabla 4. Composición de  $\delta^{15}\text{N}$  (promedio  $\pm$  desviación estándar) en los organismos colectados en los ecosistemas lagunares El Tóbari y Los Tanques<sup>1,2</sup>.

| Grupo funcional        | Grupo/Especie             | FN | El Tóbari                     |                               |                               |                               | Los Tanques                  |
|------------------------|---------------------------|----|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
|                        |                           |    | Agosto 2011                   | Febrero 2012                  | Mayo 2012                     | Octubre 2012                  | Junio 2012                   |
| Productores primarios  | Fitoplancton              | A  | 8.39 <sup>a</sup> $\pm$ 0.19  | 8.50 <sup>a</sup> $\pm$ 0.11  | 9.01 <sup>a</sup> $\pm$ 0.88  | 8.98 <sup>a</sup> $\pm$ 0.17  | 10.2 <sup>b</sup> $\pm$ 4.36 |
|                        | <i>R. mangle</i>          | A  | 7.52 <sup>a</sup> $\pm$ 0.62  | 9.08 <sup>b</sup> $\pm$ 0.32  | 10.24 <sup>c</sup> $\pm$ 0.50 | 11.62 <sup>d</sup> $\pm$ 0.18 | 8.80 <sup>a</sup> $\pm$ 0.13 |
|                        | <i>A. germinans</i>       | A  | 8.71 <sup>a</sup> $\pm$ 0.10  | 9.64 <sup>a</sup> $\pm$ 0.13  | 10.75 <sup>b</sup> $\pm$ 0.07 | 12.54 <sup>c</sup> $\pm$ 0.49 |                              |
|                        | <i>Ulva lactuca</i>       | A  | 10.51 <sup>a</sup> $\pm$ 0.01 | 10.80 <sup>a</sup> $\pm$ 0.01 | 11.59 <sup>b</sup> $\pm$ 0.16 | 14.22 <sup>c</sup> $\pm$ 0.27 | 13.4 <sup>c</sup> $\pm$ 0.33 |
|                        | <i>Ulva intestinalis</i>  | A  | 9.90 <sup>a</sup> $\pm$ 0.56  | 10.93 <sup>b</sup> $\pm$ 0.10 | 12.12 <sup>c</sup> $\pm$ 0.04 |                               |                              |
|                        | <i>S. filamentosa</i>     | A  | 10.34 <sup>a</sup> $\pm$ 0.04 |                               | 11.32 <sup>b</sup> $\pm$ 0.01 | 15.00 <sup>c</sup> $\pm$ 0.07 | 13.3 <sup>d</sup> $\pm$ 1.46 |
|                        | <i>G. vermiculophylla</i> | A  |                               | 11.19 <sup>a</sup> $\pm$ 0.05 | 11.96 <sup>a</sup> $\pm$ 0.04 | 13.13 <sup>b</sup> $\pm$ 0.76 |                              |
| Consumidores primarios | Zooplancton               | P  | 10.35 <sup>a</sup> $\pm$ 0.74 | 11.22 <sup>b</sup> $\pm$ 0.24 | 11.48 <sup>b</sup> $\pm$ 0.04 | 11.93 <sup>b</sup> $\pm$ 0.13 | 13.6 <sup>c</sup> $\pm$ 1.25 |
|                        | <i>C. gnidia</i>          | F  | 12.61 <sup>a</sup> $\pm$ 0.44 | 13.10 <sup>b</sup> $\pm$ 0.10 | 13.47 <sup>b</sup> $\pm$ 0.10 | 13.91 <sup>b</sup> $\pm$ 0.12 | 14.0 <sup>c</sup> $\pm$ 0.33 |
|                        | <i>C. fluctifraga</i>     | F  | 11.65 <sup>a</sup> $\pm$ 0.07 | 11.98 <sup>a</sup> $\pm$ 0.01 | 12.13 <sup>b</sup> $\pm$ 0.02 | 12.50 <sup>b</sup> $\pm$ 0.28 | 14.2 <sup>c</sup> $\pm$ 0.37 |
|                        | <i>C. gigas</i>           | F  | 11.33 <sup>a</sup> $\pm$ 0.12 | 11.93 <sup>a</sup> $\pm$ 0.98 | 12.36 <sup>b</sup> $\pm$ 0.14 | 12.98 <sup>b</sup> $\pm$ 0.16 | 12.9 <sup>c</sup> $\pm$ 0.94 |
|                        | <i>C. corteziensis</i>    | F  | 11.04 <sup>a</sup> $\pm$ 0.05 | 11.58 <sup>a</sup> $\pm$ 0.93 | 12.05 <sup>b</sup> $\pm$ 0.15 | 13.08 <sup>c</sup> $\pm$ 0.33 | 11.4 <sup>a</sup> $\pm$ 0.63 |
|                        | <i>F. dentivarians</i>    | F  | 12.12 <sup>a</sup> $\pm$ 0.70 | 13.15 <sup>b</sup> $\pm$ 0.15 | 13.57 <sup>b</sup> $\pm$ 0.24 | 14.23 <sup>c</sup> $\pm$ 0.43 |                              |

<sup>1</sup>. FN: Forma de nutrirse. A: autótrofo; P: planctívoro; F: filtrador; O: omnívoro; C: carnívoro; D: detritívoro.

<sup>2</sup>. Diferente superíndice entre las columnas, indica diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Tabla 4. Composición de  $\delta^{15}\text{N}$  (promedio  $\pm$  desviación estándar) en los organismos colectados en los ecosistemas lagunares El Tóbari y Los Tanques (continuación)<sup>1,2</sup>.

| Grupo funcional          | Grupo/Especie                    | MN | El Tóbari                     |                               |                               |                               | Los Tanques                  |
|--------------------------|----------------------------------|----|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
|                          |                                  |    | Agosto 2011                   | Febrero 2012                  | Mayo 2012                     | Octubre 2012                  | Junio 2012                   |
| Consumidores secundarios | <i>H. erythrostoma</i>           | O  | 12.64 <sup>a</sup> $\pm$ 0.21 | 12.94 <sup>a</sup> $\pm$ 0.08 | 13.04 <sup>b</sup> $\pm$ 0.03 | 13.48 <sup>b</sup> $\pm$ 0.10 |                              |
|                          | <i>L. vannamei</i>               | O  | 13.03 <sup>a</sup> $\pm$ 0.24 | 13.27 <sup>a</sup> $\pm$ 0.01 | 13.43 <sup>a</sup> $\pm$ 0.11 | 13.70 <sup>a</sup> $\pm$ 0.15 |                              |
|                          | <i>C. arcuatus</i> , juvenil     | C  | 14.51 <sup>a</sup> $\pm$ 0.35 | 15.29 <sup>b</sup> $\pm$ 0.07 | 15.29 <sup>b</sup> $\pm$ 0.07 | 16.16 <sup>c</sup> $\pm$ 0.13 | 15.9 <sup>b</sup> $\pm$ 0.48 |
|                          | <i>C. arcuatus</i> , adulto      |    | 14.97 <sup>a</sup> $\pm$ 0.11 | 15.50 <sup>b</sup> $\pm$ 0.02 | 15.50 <sup>b</sup> $\pm$ 0.02 | 16.62 <sup>c</sup> $\pm$ 0.36 |                              |
|                          | <i>M. cephalus</i> , juvenil     | D  | 14.31 <sup>a</sup> $\pm$ 0.07 | 14.99 <sup>a</sup> $\pm$ 0.12 | 14.99 <sup>a</sup> $\pm$ 0.12 | 16.98 <sup>b</sup> $\pm$ 0.22 | 16.6 <sup>b</sup> $\pm$ 0.15 |
|                          | <i>M. cephalus</i> , adulto      |    | 14.69 <sup>a</sup> $\pm$ 0.12 | 15.50 <sup>b</sup> $\pm$ 0.53 | 15.50 <sup>b</sup> $\pm$ 0.53 | 16.71 <sup>c</sup> $\pm$ 0.14 |                              |
|                          | <i>G. cinereus</i> , juvenil     | C  | 14.65 <sup>a</sup> $\pm$ 0.50 | 15.26 <sup>b</sup> $\pm$ 0.31 | 15.26 <sup>b</sup> $\pm$ 0.31 | 16.16 <sup>c</sup> $\pm$ 0.34 |                              |
|                          | <i>G. cinereus</i> , adulto      |    | 17.09 <sup>a</sup> $\pm$ 0.16 | 17.34 <sup>b</sup> $\pm$ 0.16 | 17.34 <sup>b</sup> $\pm$ 0.16 | 17.91 <sup>b</sup> $\pm$ 0.24 |                              |
|                          | <i>H. leuciscus</i> , juvenil    | C  | 15.58 <sup>a</sup> $\pm$ 0.30 | 16.01 <sup>b</sup> $\pm$ 0.18 | 16.01 <sup>b</sup> $\pm$ 0.18 | 16.85 <sup>b</sup> $\pm$ 0.09 | 17.9 <sup>c</sup> $\pm$ 0.13 |
|                          | <i>H. leuciscus</i> , adulto     | C  | 17.23 <sup>a</sup> $\pm$ 0.34 | 17.89 <sup>a</sup> $\pm$ 0.21 | 17.89 <sup>a</sup> $\pm$ 0.21 | 18.55 <sup>b</sup> $\pm$ 0.04 |                              |
|                          | <i>L. argentivensis</i> Juvenil  | C  | 14.90 <sup>a</sup> $\pm$ 0.28 | 16.14 <sup>b</sup> $\pm$ 0.19 | 15.37 <sup>c</sup> $\pm$ 0.19 | 15.95 <sup>c</sup> $\pm$ 0.07 |                              |
|                          | <i>L. argentivensis</i> , adulto | C  | 16.81 <sup>a</sup> $\pm$ 0.02 | 16.91 <sup>a</sup> $\pm$ 0.10 | 16.91 <sup>a</sup> $\pm$ 0.10 | 16.70 <sup>a</sup> $\pm$ 0.13 |                              |
| Consumidores terciarios  | <i>F. magnificens</i>            | C  | 18.11 <sup>a</sup> $\pm$ 0.09 | 18.64 <sup>a</sup> $\pm$ 0.13 | 19.18 <sup>b</sup> $\pm$ 0.02 | 19.67 <sup>b</sup> $\pm$ 0.09 |                              |
|                          | <i>P. brasilianus</i>            | C  | 17.60 <sup>a</sup> $\pm$ 0.85 | 18.64 <sup>b</sup> $\pm$ 0.13 | 18.64 <sup>b</sup> $\pm$ 0.13 |                               |                              |
|                          | <i>N. violácea</i>               | C  | 16.14 <sup>a</sup> $\pm$ 0.18 | 16.50 <sup>a</sup> $\pm$ 0.20 | 16.92 <sup>a</sup> $\pm$ 0.05 | 17.31 <sup>b</sup> $\pm$ 0.41 |                              |
|                          | <i>R. longirostris</i>           | C  | 16.57 <sup>a</sup> $\pm$ 0.12 |                               |                               | 16.96 <sup>a</sup> $\pm$ 0.02 |                              |

<sup>1</sup>. FN: Forma de nutrirse. A: autótrofo; P: planctívoro; F: filtrador; O: omnívoro; C: carnívoro; D: detritívoro.

<sup>2</sup>. Diferente superíndice entre las columnas, indica diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Por ejemplo, el alimento balanceado utilizado en el cultivo de camarón es formulado con harina de pescado como fuente de proteína, cuya composición isotópica varía entre 9.48 y 14.6‰ (Serrano-Grijalva *et al.*, 2011) por lo que la predominancia de esta materia orgánica y los procesos de re mineralización de los nutrientes por las bacterias produce el enriquecimiento con  $\delta^{15}\text{N}$  de diversos organismos (Vizzini y Mazzola, 2006; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011). Sin embargo, esto también puede ocurrir con materia de origen natural y asociado a procesos naturales como la volatilización del amonio y la denitrificación por parte de las bacterias autotróficas, con lo que se produce un enriquecimiento de  $^{15}\text{N}$  en los nutrientes de los diferentes reservorios (McClelland y Valiela, 1998).

El análisis de la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  en los alimentos utilizado en dos fases de cultivo en la granja La Atanasia, resultaron en valores de 4.9‰ en la fase juvenil del cultivo de camarón y de 4.0‰ en el alimento utilizado en la fase adulta. Con estos datos y los resultados de las cargas de nutrientes en la laguna El Tóbari sugieren que el circuito microbiano actúa como amortiguador de los efectos de la materia orgánica proveniente de la granja camaronícola, ya que utiliza los isótopos ligeros de N y deja los más pesados para ser utilizados por otros organismos, posiblemente del bentos (McClelland y Valiela, 1998; Vizzini y Mazzola 2006).

Los mangles no mostraron enriquecimiento de  $^{15}\text{N}$  como fue el caso de las macroalgas, lo que se ha atribuido a la menor disponibilidad de nutrientes en los sedimentos respecto a la columna de agua, así como al uso preferencial de isótopo ligero ( $^{14}\text{N}$ ) por los mangles (Jones *et al.*, 2001). Sin embargo, la composición de los mangles de los dos ecosistemas fue alta comparada con lo reportado en especies de otros ecosistemas costeros (Loneragan *et al.*, 1997; Muzuka y Shunula, 2006). Las cargas antropogénicas evidenciadas en la sección de balance de nutrientes pueden ser los responsables de la composición de N en los mangles de la laguna El Tóbari. Considerando que las composiciones de  $\delta^{15}\text{N}$  de los efluentes acuícolas varía entre 6 y 7‰ (Jones *et*

al., 2001) y que en los efluentes municipales es aproximadamente de ~10‰ (Costanzo *et al.*, 2004) está claro que el N disponible de los dos ecosistemas está enriquecido.

El Golfo de California posee un enriquecimiento de  $\delta^{15}\text{N}$  comparado con otras ecoregiones del Océano Pacífico (Altabet *et al.*, 1999) que se ha atribuido al fraccionamiento por parte del fitoplancton marino. La existencia de descargas antropogénicas permanentes en la laguna El Tóbari es un hecho, sobre todo por los datos de las cargas de N y P, aunque la composición isotópica de varios organismos no reveló un patrón claro y definido.

Por otro lado el metabolismo microbiológico en los sedimentos, puede ser muy alta y preferentemente el uso del N ligero haga que exista el N disuelto enriquecido mismo que se esté utilizado por los mangles (Costanzo *et al.*, 2004). También la volatilización del  $\text{NH}_4^+$  puede contribuir al enriquecimiento del N en los ecosistemas (Sánchez-Carrillo *et al.*, 2009), aunque se requiere de un estudio más detallado sobre la dinámica de nutrientes a nivel de las bacterias en el sedimento y agua.

El grupo de los consumidores primarios se comportó de manera similar que el de los productores primarios. El zooplancton y los filtradores mostraron una composición de  $\delta^{13}\text{C}$  similar entre las dos lagunas (varió de -24.35 a -15.80‰ en El Tóbari, y de -20.30 a -16.60‰ en Los Tanques). Mientras que la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  en este grupo de organismos también fue similar en las dos lagunas (varió de 9.52 a 14.55‰ en la laguna El Tóbari, y de 11.90 a 14.50‰ en la laguna Los Tanques).

Los organismos filtradores analizados en la laguna El Tóbari, tuvieron composiciones de  $\delta^{13}\text{C}$  de -19.0‰ (*C. corteziensis*), -17.0‰ (*C. gnidia*) y de -19.2‰ (*C. corteziensis*) Para los tanques el valor registrado para *C. gnidia* fue de -16.6‰. El valor de la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  para *C. corteziensis* en la laguna

El Tóbari fue de  $11.9\text{‰} \pm 0.82$ . Para *C. gnidia* se registró un valor de  $13.3\text{‰} \pm 0.47$  y  $13.3\text{‰} \pm 0.88$  para *F. dentivarians*. Entre ecosistemas, los filtradores mostraron variaciones marcadas en la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  en dos especies: *C. fluctifraga* con  $12.1\text{‰} \pm 0.37$  en la laguna El Tóbari y  $14.5\text{‰}$  en la laguna Los Tanques; *C. gigas* con  $12.2\text{‰} \pm 0.66$  en El Tóbari y  $13.5\text{‰}$  en Los Tanques.

Los organismos omnívoros de *H. erythrostroma*, *L. vannamei* y el detritívoro *M. cephalus* sólo fueron colectados en El Tóbari. Los valores promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  correspondientes fueron de  $-13.6\text{‰} \pm 0.34$ ,  $-15.9\text{‰} \pm 0.70$  y de  $-14.2\text{‰} \pm 1.25$ , respectivamente. Los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  fueron de  $13.0\text{‰} \pm 0.31$ ,  $13.4\text{‰} \pm 0.28\text{‰}$  y de  $15.7\text{‰} \pm 0.96$ , respectivamente. No se observaron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre ellos, posiblemente debido a que son organismos que se alimentan del bentos. Un organismo carnívoro con hábitos mayormente bentónico que fue colectado en los dos ecosistemas fue la jaiba azul, *C. arcuatus*. Su composición de  $\delta^{13}\text{C}$  no tuvo variación en la laguna El Tóbari comparado con Los Tanques  $-15.3\text{‰} \pm 0.96$  y  $-14.9\text{‰}$ ; y lo mismo ocurrió en la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  ( $15.7\text{‰} \pm 0.66$  en El Tóbari y  $15.3\text{‰}$  en Los Tanques).

De acuerdo a varios autores, los organismos filtradores y los bentónicos son más susceptibles a los cambios en las fuentes alimenticias, por ejemplo cuando la fuente natural es sustituida por una de origen antropogénico (McClelland y Valiela, 1998; Vizzini *et al.*, 2005; Vizzini y Mazzola 2006). La lisa *Mugil cephalus* es un pez que ha sido reconocido como indicativo de alteraciones en el ecosistema derivado de su tipo de alimentación sobre materia orgánica de origen antropogénico, ya que su abundancia se incrementa significativamente cuando hay descargas, por ejemplo de la acuicultura (Loneragan y Potter, 1990; Pombo *et al.*, 2002; Miranda *et al.*, 2005).

En cuanto a los peces carnívoros, su composición isotópica no tuvo variaciones altas en El Tóbari, con valores promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  de  $-15.4\text{‰} \pm 0.60$  para *G. cinereus*,  $-15.7\text{‰} \pm 0.78$  para *H. leuciscus* y  $-15.9\text{‰} \pm 0.97$  para *L.*



*argentivensis*. Los valores promedio de  $\delta^{15}\text{N}$  fueron  $16.4\text{‰} \pm 1.13$  para *G. cinereus*,  $17.1\text{‰} \pm 1.05$  para *H. leuciscus* y  $16.4\text{‰} \pm 0.82$  para *L. argentivensis*. La única especie que se colectó en los dos ecosistemas fue *H. leuciscus* y tuvo ligeras variaciones en sus composiciones de  $\delta^{13}\text{C}$   $-15.7\text{‰} \pm 0.78$  en El Tobarí y  $-14.3\text{‰}$  en Los Tanques y de  $\delta^{15}\text{N}$   $17.1\text{‰} \pm 1.05$  en El Tobarí y  $17.7\text{‰}$  en Los Tanques.

La composición de  $^{13}\text{C}$  es indicativa de que estos peces tienen fuentes alimenticias similares entre las especies y posiblemente están relacionadas con la abundancia de crustáceos, principalmente camarón (Neutel *et al.*, 2002). Además, los organismos nectónicos tienen fuentes alimenticias más regulares debido a su movilidad (Pombo *et al.*, 2002; Miranda *et al.*, 2005). Su composición de  $\delta^{15}\text{N}$  es acorde a los valores reportados en peces depredadores de ecosistemas lagunares con bajo o nulo impacto antropogénico (Green *et al.*, 2012).

Las aves mostraron variaciones en los valores promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  de  $-18.4\text{‰} \pm 0.5$  para *F. magnificens* y de  $-17.9\text{‰} \pm 1.16$  para *P. brasilianus*;  $-14.9\text{‰} \pm 0.89$  para *N. violácea* y de  $-16.7\text{‰} \pm 1.12$  para *R. longirostris*; lo cual puede derivarse de las múltiples fuentes alimenticias, tanto marinas como terrestres. Dos especies: *P. brasilianus* y *R. longirostris* mostraron composición de  $\delta^{13}\text{C}$  enriquecida, lo que puede ser evidencia de su preferencia por presas pelágicas y/o que poseen dietas más variadas compuestas por presas marinas y presas terrestres, en relación a sus hábitos migratorios, ya que tienen patrones de movimientos estacionales y/o diarios entre las zonas marinas y terrestres que les permiten consumir una amplia gama de presas (Hobson *et al.*, 1994). Los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  en las aves fueron claramente mayores al resto de los organismos, valores como  $18.8\text{‰} \pm 0.68$  para *F. magnificens*,  $18.1\text{‰} \pm 0.77$ , para *P. brasilianus*,  $16.7\text{‰} \pm 0.50$  en *N. violácea*, así como  $16.8\text{‰} \pm 0.24$  para *R. longirostris*, lo cual está acorde a su posición como consumidores terciarios.

Trabajos relacionados con la degradación de los ecosistemas refieren que el principal efecto de las descargas antropogénicas constantes de nutrientes, es la pérdida en la diversidad de especies (Serrano-Grijalva *et al.*, 2011). Esto se debe, principalmente, a que con la disminución en la calidad del agua en dichos ecosistemas se da un ambiente propicio para especies que son muy resistentes, produciendo un acortamiento en las cadenas alimenticias, con lo que se altera la trofodinámica de dichos ecosistemas (Neutel *et al.*, 2002).

Como se mencionó anteriormente, los alimentos comerciales utilizados para la alimentación del camarón en las granjas tuvieron una composición de -23.5 ‰ para  $\delta^{13}\text{C}$  y 4.9 ‰ para  $\delta^{15}\text{N}$  en la etapa juvenil y de -25.6 ‰ para  $\delta^{13}\text{C}$  y 4.0 ‰ para  $\delta^{15}\text{N}$  en la etapa adulta. El nivel más alto en la composición de nitrógeno en la etapa juvenil es debido a los altos requerimientos proteicos del camarón en esa etapa (Gamboa-Delgado, 2013).

Se colectaron camarones de cultivo de la granja La Atanasia y camarones silvestres de alta mar en el Golfo de California. Las composiciones de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  del camarón de cultivo fueron -20.3‰ y 6.5‰, respectivamente. En cambio, el camarón silvestre mostro valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de -13.3‰ y 13.4‰, respectivamente. Esto puede ser atribuido a que el camarón silvestre es omnívoro y consume una dieta muy amplia, en un sistema abierto, de la laguna y el mar, por lo que su composición isotópica resulta aún más alterada que la del alimento y composición de camarones de granja, la cual tiene una formulación fija y los organismos se encuentran en un sistema cerrado. Las composiciones isotópicas del camarón colectado en la laguna El Tóbari (-15.9‰ para  $\delta^{13}\text{C}$  y 13.4‰ para  $\delta^{15}\text{N}$ ) fueron similares a las encontradas en el camarón silvestre. Esto nos indica que los camarones, como organismos bentónicos, no reflejaron los efectos de la carga de nitrógeno que se discutió en la sección de balance de nutrientes (sección VIII.II, página 46). Esto posiblemente esté siendo producto de un amortiguamiento por parte de los organismos bentónicos, que no fueron explorados en su totalidad en este trabajo.

### VIII.V Relaciones de las Composiciones Isotópicas de C y N en los dos Ecosistemas Lagunares

La composición de los isótopos estables de C y N en los diferentes componentes de los ecosistemas nos permite establecer fuentes de carbono y relaciones tróficas en los ecosistemas (DeNiro y Epstein, 1978; Peterson y Fry, 1987; Cabana y Rasmussen, 1994; Fry, 2006). Esta herramienta tiene la ventaja de reflejar la asimilación real de alimentos y la forma que éstos son integrados al organismo por un período de tiempo largo. El enriquecimiento con  $\delta^{13}\text{C}$  de un organismo relativo a la fuente alimenticia varía de 0 a 2 ‰ (DeNiro y Epstein, 1978) mientras que para  $\delta^{15}\text{N}$  la variación en dos niveles tróficos consecutivos es de 2 a 5 ‰ (Minagawa y Wada, 1984).

Para determinar las relaciones entre las composiciones de isótopos de C y N entre las fuentes y los consumidores de los dos ecosistemas lagunares, se graficaron las composiciones de los dos isótopos en las fuentes y en los organismos, los resultados se presentan en las Figuras 16 (agosto de 2011), 17 (febrero de 2012), 18 (mayo de 2012), 19 (Los Tanques, junio de 2012) y 20 (octubre de 2012). En los cuatro casos se observa que hay una tendencia a incrementar la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  desde el sedimento y la materia orgánica en suspensión hasta las aves. Esto confirma que hay relaciones tróficas definidas por la transferencia de carbono entre las fuentes y los organismos colectados en la laguna El Tóbari.

En cuanto a los productores primarios, las cuatro estaciones del año muestreadas demuestran que las dos especies de mangles tienen un aporte muy bajo a la trama trófica de la laguna El Tóbari, ya que sus composiciones de  $\delta^{13}\text{C}$  fueron significativamente menores al resto de los organismos. Esto ha sido reportado en algunos estudios en ecosistemas lagunares subtropicales (Loneragan *et al.*, 1997; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011) mientras que en ecosistemas lagunares tropicales se ha reportado una alta contribución de nutrientes por parte de los mangles (Abrantes y Sheaves, 2008; Mendoza-

Carranza *et al.*, 2010). Los sedimentos son parte importante del aporte de nutrientes en la laguna El Tóbari, ya que su composición  $\delta^{13}\text{C}$  fue similar a los organismos del zooplancton y a los filtradores, además de que su composición de  $\delta^{15}\text{N}$  fue similar a los mismos.

En cambio, la materia orgánica en suspensión aporta nutrientes a la trama trófica pero no de manera directa. Los microorganismos procesan la materia orgánica de los sedimentos y en suspensión para su uso, teniendo una alta afinidad por los nutrientes ligeros de C y N, por lo que dejan las formas químicas más pesadas que se pueden disolver en la columna de agua y/o quedar en el sedimento. A través de dicho ciclo microbiano es como se remineraliza gran parte de la materia orgánica alóctona y autóctona en los ecosistemas costeros marinos (Loneragan *et al.*, 1997; McClelland y Valiela, 1998; Bouillon *et al.*, 2000; Vizzini *et al.*, 2005). Por su parte, los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  en el fitoplancton en la laguna El Tóbari fueron acordes a los reportados en ecosistemas subtropicales y tropicales, cuyo intervalo fluctúa en -18 y -22‰ (Goericke y Fry, 1994).

Agosto de 2011

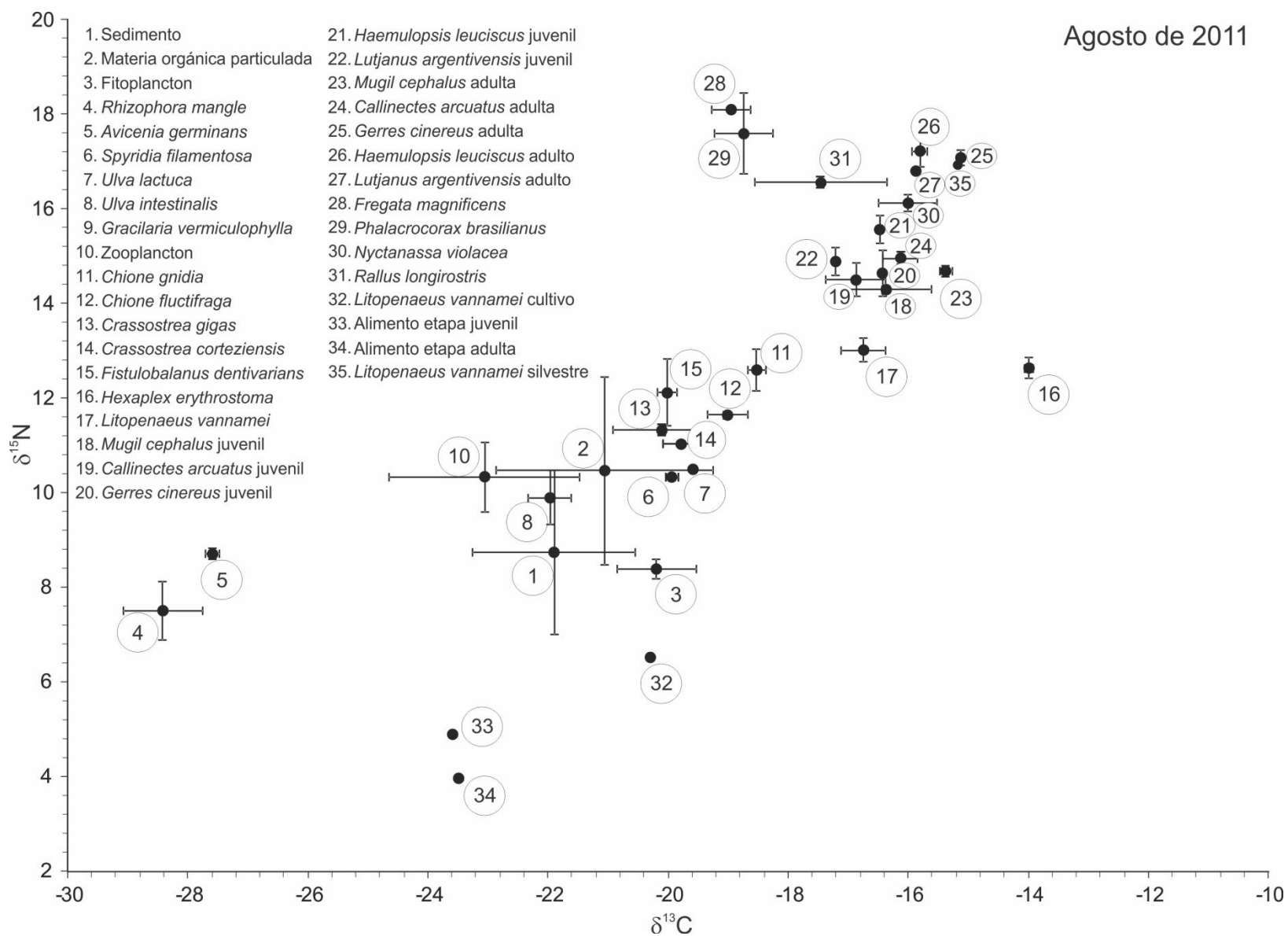


Figura 16. Composición de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  del sedimento, materia orgánica particulada y los organismos colectados en la laguna El Tóbari durante el muestreo de agosto de 2011.

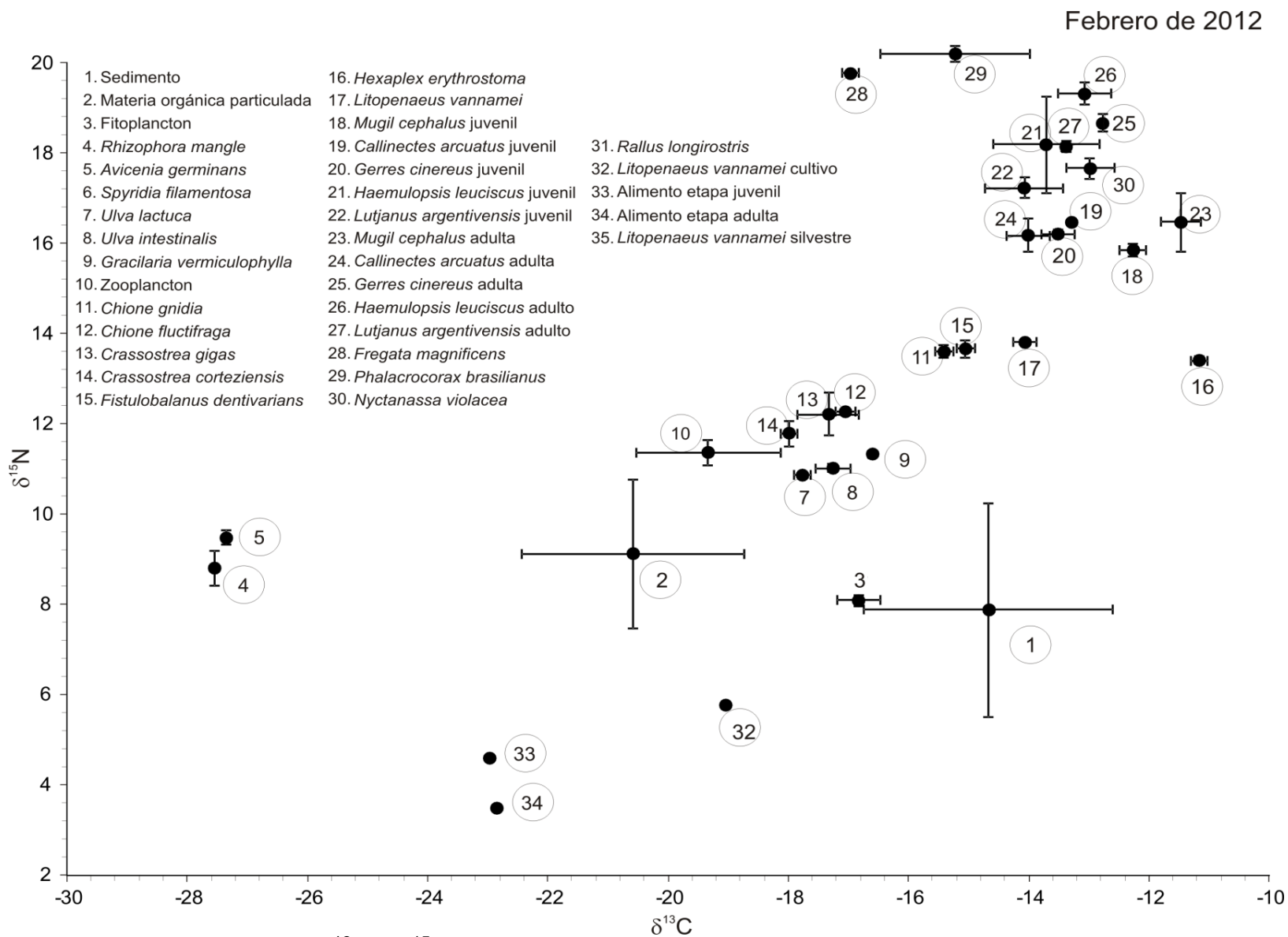


Figura 17. Composición de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  del sedimento, materia orgánica particulada y los organismos colectados en la laguna El Tóbari durante el muestreo de febrero de 2012.

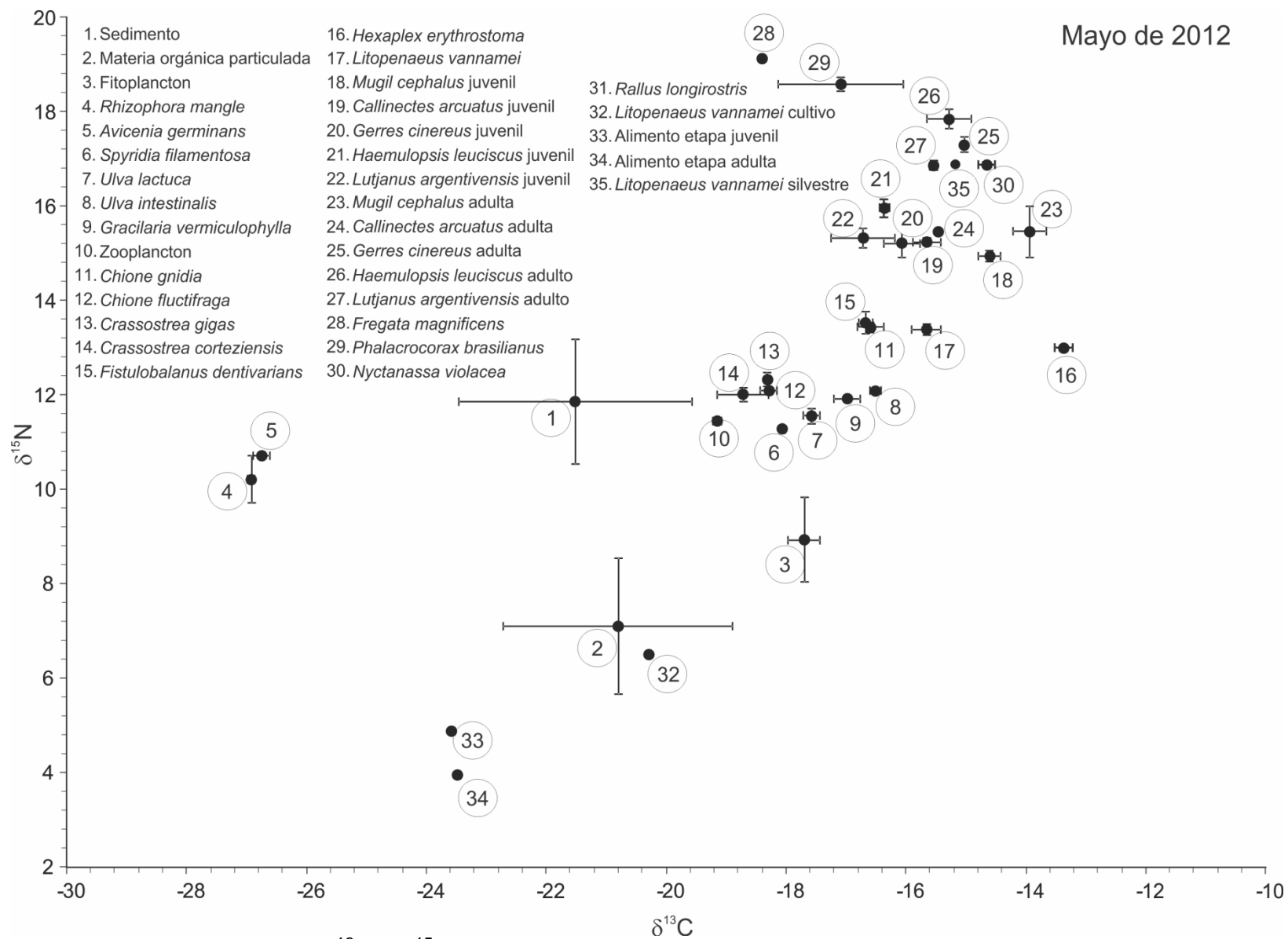


Figura 18. Composición de  $\delta^{13}C$  y  $\delta^{15}N$  del sedimento, materia orgánica particulada y los organismos colectados en la laguna El Tóbari durante el muestreo de mayo de 2012.

Junio de 2012

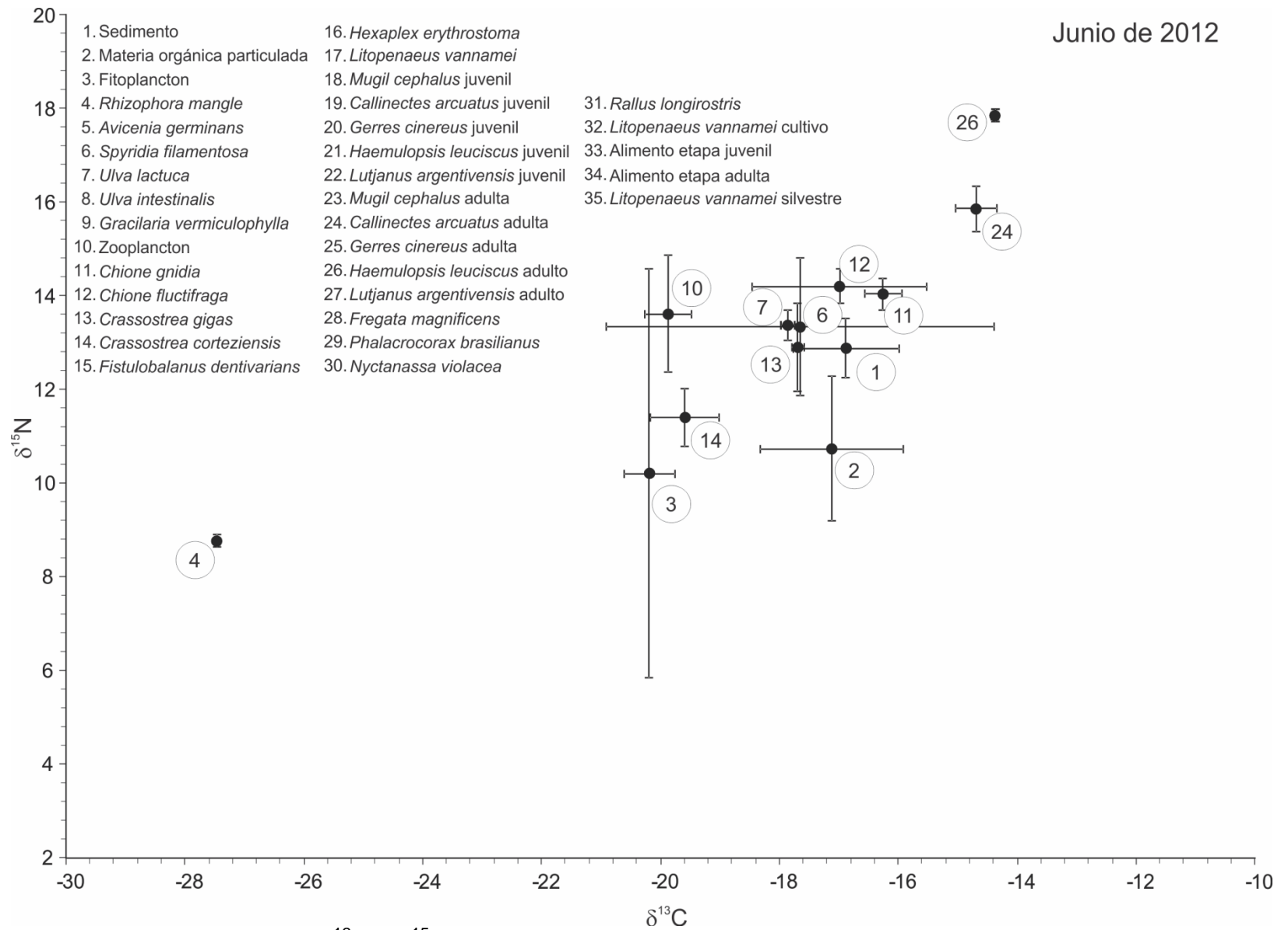


Figura 19. Composición de δ<sup>13</sup>C y δ<sup>15</sup>N del sedimento, materia orgánica particulada y los organismos colectados en la laguna Los Tanques durante el muestreo de junio de 2012.



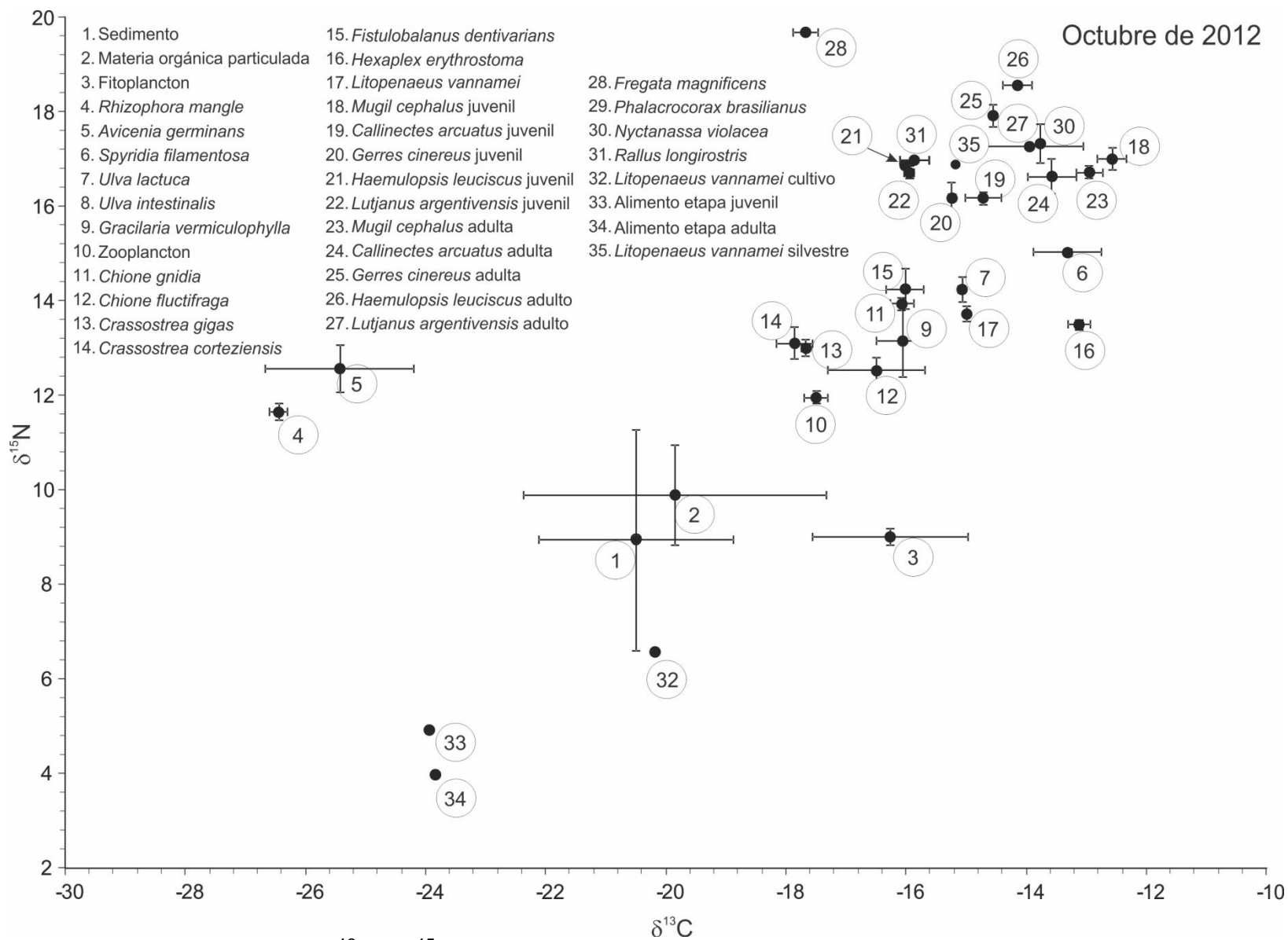


Figura 20. Composición de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  del sedimento, materia orgánica particulada y los organismos colectados en la laguna El Tóbari durante el muestreo de octubre de 2012.

Considerando la composición isotópica de C y N de los sedimentos, la materia orgánica en suspensión y el fitoplancton, es evidente que éste último es la base de la trama trófica de la laguna El Tóbari. Además, la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  del fitoplancton fue la más baja entre los organismos colectados durante los cuatro muestreos. Hsieh *et al.* (2002) también encontró que la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  en el fitoplancton fue similar a la observada en el zooplancton y los organismos filtradores en un ecosistema lagunar tropical y que ocupó el nivel trófico inferior en toda la trama trófica.

Como se mencionó antes, el zooplancton y los organismos filtradores estuvieron relacionados en su composición de  $\delta^{13}\text{C}$  con el fitoplancton, y en menor medida con el sedimento y la materia orgánica en suspensión. Se sabe que el zooplancton está compuesto mayormente por organismos fitoplanctívoros, aunque también tienen fases de filtradores de materia orgánica suspendida y disuelta en la columna de agua (Bouillon *et al.*, 2000). En cambio, los organismos filtradores se considera que se alimentan principalmente de materia orgánica contenida en el sedimento.

Sin embargo, Carlier *et al.* (2007) y Martineau *et al.* (2004) reportaron que estos organismos pueden ser selectivos en la materia orgánica contenida en los sedimentos y la materia orgánica en suspendida, al alimentarse de la fracción enriquecida con  $^{13}\text{C}$  lo que produce una composición isotópica diferente a la encontrada en estos reservorios. Además, el circuito microbiano produce el enriquecimiento con  $^{13}\text{C}$  en los sedimentos y la materia orgánica en suspensión, al usar preferentemente la fracción ligera de carbono (Costanzo *et al.*, 2004; Carlier *et al.*, 2007).

Los omnívoros como el caracol *H. erythrostoma* y el camarón blanco *L. vannamei* mostraron tener una composición de  $\delta^{13}\text{C}$  que indica que sus fuentes alimenticias no variaron a lo largo del año. El caracol es un organismo bentónico que se alimenta de varias presas incluidas algunas especies de

moluscos bivalvos y poliquetos, así como de materia orgánica que selecciona del sedimento (Fischer *et al.*, 1995a). Los datos de  $\delta^{13}\text{C}$  obtenidos para estas especies sugieren que entre sus alimentos están las almejas de las especies *C. gnidia* y *C. fructifraga*.

El camarón es un organismo zooplánctivo hasta la etapa juvenil y es omnívoro hasta la etapa adulta (Gamboa-Delgado *et al.*, 2013; Martínez-Córdova *et al.*, 2009), lo que concuerda con los datos de este estudio. La composición de  $\delta^{15}\text{N}$  de los omnívoros los ubico por encima del zooplancton y de los filtradores, en la parte extrema de la trama trófica (Figs. 16-20).

Las composiciones de  $\delta^{13}\text{C}$  de la lisa tanto en su etapa juvenil como en su etapa adulta mostraron ligeras variaciones entre los muestreos. La lisa es un pez detritívoro que se alimenta de la materia orgánica de los sedimentos, pero sus valores de  $\delta^{13}\text{C}$  fueron diferentes a los encontrados en el sedimento durante los cuatro muestreos. Los datos de este estudio indican que este pez es selectivo en la materia orgánica que consume y que sus fuentes alimenticias no varían significativamente en las diferentes épocas del año.

Los organismos juveniles de *C. arcuatus*, *G. cinereus*, *H. leuciscus* y *L. argentivensis* mostraron valores de  $\delta^{13}\text{C}$  consistentes con las almejas *C. gnidia* y *C. fructifraga*, los ostiones *C. corteziensis* y *C. gigas*; el caracol, *H. erythrostroma* y el camarón blanco *L. vannamei*, lo que demuestra que tienen una dependencia similar en sus fuentes principales de alimentación, ya que todos ellos son alimentadores de materia orgánica, detritus y por lo tanto están relacionados entre sí.

Los peces carnívoros son depredadores oportunistas que muestran una gran plasticidad en sus presas en función de la abundancia, la predominancia de especies y la competencia con otros depredadores (Fisher *et al.*, 1995a; 1995b). La similitud estacional de las dietas indica que la abundancia de

especies se mantiene en el tiempo y/o que las especies que predominan no varían mayormente en las diferentes épocas del año, lo cual ha sido reportado en ecosistemas tropicales y subtropicales (Amezcu-Linares, 1996; Serrano-Grijalva *et al.*, 2011).

La composición de  $\delta^{15}\text{N}$  entre los juveniles y adultos de los peces carnívoros fue similar entre los muestreos, por lo que es evidente que su dieta no varía mayormente hasta que llegan a juveniles. Generalmente, los peces carnívoros incrementan su posición trófica de manera proporcional a su tamaño, lo cual no se demostró en este estudio. Una explicación a esto es el hecho de que en los ecosistemas lagunares y estuarinos son considerados como áreas de protección y crianza para peces juveniles y adultos jóvenes (Flores-Verdugo, 2001). Además, se ha reportado que los peces carnívoros de gran tamaño tienen tiempos de residencia bajos en estos ecosistemas, ya que solo entran en períodos de reproducción, principalmente a desovar y en la mayor parte de su vida adulta, viven en la zona oceánica (Fisher *et al.*, 1995b; 1995c; Amezcu-Linares, 1996).

Entre las aves, las especies *N. violacea* y *R. longirostris* mostraron una composición de  $\delta^{13}\text{C}$  relativamente enriquecida durante los muestreos, en comparación a las otras dos especies de *F. magnificens* y *P. brasilianus*, pero estas últimas dos especies tuvieron la composición de  $\delta^{15}\text{N}$  mayor de todos los organismos colectados. El enriquecimiento en la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  de las aves puede ser derivado de una mayor variedad en su dieta, en relación a presas lagunares y continentales de las zonas aledañas a El Tóbari, como ha sido reportado en otros ecosistemas lagunares (Hobson *et al.*, 1994). En cambio, las especies *F. magnificens* y *P. brasilianus* mostraron que su dieta es principalmente marina, muy probablemente relacionada con los crustáceos de *L. vannamei* y *C. arcuatus* así como de los peces: *M. cephalus*, *G. cinereus*, *H. leuciscus* y *L. argentivensis*.

Cómo se mencionó en el apartado anterior, se buscó tener información para valorar si las actividades acuícolas están teniendo un impacto sobre los organismos de la trama trófica de la laguna El Tóbari. Es por ello, que en las Figuras 16 (agosto de 2011), 17 (febrero de 2012), 18 (mayo de 2012) y 20 (octubre de 2012) se graficaron las composiciones de los alimentos usados en dos etapas del cultivo de camarón en la granja La Atanasia, del camarón de cultivo de la granja La Atanasia y del camarones silvestres del Golfo de California. Al analizar la posición que ocuparon los valores de la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de los alimentos usados en el cultivo del camarón para las etapas juvenil y adulta, en las tramas tróficas, es claro que el camarón de cultivo refleja la composición del alimento que se le suministra en la granja, ya que es su fuente única de alimentación.

Por su parte, la composición de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  del camarón silvestre, *L. vannamei*, recolectado en mar abierto (-15.15‰ y 16.91‰, respectivamente) no fueron diferentes a los valores encontrados de los camarones recolectados dentro de la laguna El Tóbari (-15.7‰ y 13.4‰, respectivamente). Desde el punto de vista ecológico, esto concuerda con el ciclo de vida del camarón blanco, que se ha reportado que pasa varias etapas en su desarrollo en las algunas costeras y otra en mar abierto (Flores-Verdugo, 2001; Fischer, 1995a; Hendrickx *et al.*, 2002).

La composición de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de los alimentos que son utilizados en el cultivo de camarón variaron de -23.60 a -23.50‰ y de 3.97 a 4.90‰; respectivamente. De acuerdo a estos valores, es evidente que su composición no se refleja en prácticamente ninguno de los organismos de la laguna El Tóbari durante los cuatro muestreos. Esto puede tener deberse a dos situaciones. Una, considerando las altas cargas de N y P determinadas con el balance de nutrientes, que las descargas de la granja de cultivo de camarón están siendo diluidas en el volumen de agua del ecosistema, lo que puede ser derivado de descargas continuas pero no de grandes cantidades de materia orgánica. En

este sentido, la dilución también puede estar relacionada con la descarga de materia orgánica de la agricultura, lo que posiblemente se demuestre al estudiar a detalle la ecología del bentos en la laguna El Tóbari.

La otra posibilidad es que la materia orgánica proveniente de la granja de camarón está siendo rápidamente remineralizada en el sedimento a través del circuito microbiano. Esto hace que las bacterias utilicen los isótopos ligeros de C y N ( $^{12}\text{C}$  y  $^{14}\text{N}$ ), y dejen los isótopos pesados para ser usados por los organismos bentónicos; considerando que en este estudio no fue posible valorar el papel de las bacterias en su composición isotópica, es muy probable que estos organismos sí reflejan la composición de la materia orgánica proveniente de la granja de cultivo de camarón.

También, al comparar las composiciones de  $\delta^{15}\text{N}$  de las macroalgas, los mangles y los organismos filtradores que fueron colectados en los ecosistemas El Tóbari y Los Tanques, es evidente que sus valores son altos respecto a los valores reportados en ecosistemas considerados con nulo o bajo impacto antropogénico (Loneragan *et al.*, 1997; Muzuka y Shunula, 2006; Vizzini y Mazzola, 2006; Carlier *et al.*, 2007; Piñón-Gimate *et al.*, 2009). Esto puede tener dos explicaciones. Una es que ocurra el amortiguamiento a través de la trama trófica bentónica, por el circuito microbiano, como se explicó en el párrafo anterior y la otra que los manglares son sistemas de amortización de los nutrientes.

Para poder hacer inferencias sobre esto, se requiere de un estudio detallado sobre la trama trófica bentónica de los dos ecosistemas. La otra explicación es el hecho de que el Golfo de California posee un enriquecimiento de  $\delta^{15}\text{N}$  comparado con otras ecoregiones del Océano Pacífico (Altabet *et al.*, 1999), lo que se ha atribuido al fraccionamiento por parte del fitoplancton marino. Entonces, estos organismos están reflejando la composición de la materia orgánica marina proveniente de zonas abiertas del Golfo de California. Esto

concuerta con la composición isotópica de C y N del camarón silvestre. En base a lo anterior, se puede concluir mediante la información obtenida mediante el balance de nutrientes que la laguna El Tóbari es un ecosistema impactado. Sin embargo dicho impacto no se refleja en la composición isotópica de los organismos, debido a la rápida re mineralización por parte del circuito microbiano.

## IX. CONCLUSIONES

El balance de nutrientes demostró variaciones estacionales en las cargas de nitrógeno y fósforo, que están asociadas a los ciclos de cultivo tanto a la zona agrícola del Valle del Yaqui como a la granja de cultivo de camarón.

Los efectos de las descargas y efluentes hacia la laguna El Tóbari, han sido producir elevadas cargas de nitrógeno y fósforo total, por lo que se ha convertido en un ecosistema hipertrófico.

Considerando que las composiciones de  $\delta^{15}\text{N}$  de las macroalgas, los mangles y los organismos filtradores en los dos ecosistemas estudiados fueron similares, las altas cargas de nitrógeno en la laguna El Tóbari no se reflejaron en la composición isotópica de los organismos de la trama trófica.



## **X. RECOMENDACIONES**

Realizar monitoreos continuos en todas las áreas de descarga de efluentes, para saber con más detalle sobre las cargas de nutrientes que llegan a la laguna El Tóbari y qué origen tiene. Con ello también se podrá conocer si se está descargando al ecosistema más materia orgánica que la permitida por las leyes de ecología de México.

Realizar un estudio más amplio con isotopía estable, donde se colecten muestras en los estanques de la granja acuícola y diferentes áreas de cultivo del Valle del Yaqui, que permita elucidar de una mejor manera qué tanto impacta cada una de estas actividades.

Realizar un estudio con isotopía estable en algunas áreas del Golfo de California, con el que se pueda elucidar la dinámica de nutrientes desde la zona oceánica a la zona costera.

Hacer una planeación estratégica a corto, mediano y largo plazo, a través de proyectos principalmente de restauración, para lograr mitigar el impacto en la laguna El Tóbari. Deben involucrarse los sectores gubernamental, productivo y las agrupaciones no gubernamentales.

## XI. BIBLIOGRAFÍA

Abrantes K. y Sheaves M. 2008. Incorporation of terrestrial wetland material into aquatic food webs in a tropical estuarine wetland. *Est. Coastal Shelf Sci.* 80 (2): 401-412.

Aguilar V., Kolb M., Hernández D., Urquiza T. y Koleff P. 2008. Prioridades de conservación de la biodiversidad marina de México. CONABIO. *Biodiversitas* 79:1-15.

Alonso-Rodríguez R., Páez-Osuna F. y Garate-Lizárraga I. 2004. El fitoplancton en la camaronicultura y larvicultura: Importancia de un buen manejo. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM/CESASIN. México. 147 p.

Alonso-Rodríguez R. y Paez-Osuna, F. 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp culture ponds: A Review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture*. 219(1-4):317-336.

Alonso-Rodríguez R., Páez-Osuna F. y Cortés-Altamirano R. 2000. Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Mar. Pollut. Bull.* 40(4):331-339.

Altabet M.A., Pilskaln C., Thunell R., Pride C., Sigman D., Chavez F. y Francois, R. 1999. The nitrogen isotope biogeochemistry of sinking particles from the margin of the Eastern North Pacific. *Deep-Sea Res.* 46:655-679.

Álvarez Salgado X.A., Rosón G.F., Perez F.F., Figueras F. y Pasos M., 1996. Nitrogen cycling in an estuarine upwelling system, the Ria de Arousa (NW Spain). I. Short-time-scale patterns of hydrodynamic and biogeochemical circulation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 135:259-273.

Álvarez-Borrego S. 2007. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Primera edición: mayo de 2007.

Amezcu-Linares F. (1996) Peces demersales de la plataforma continental del Pacífico central de México. ICMYL- UNAM, México DFBannon R.O. y Roman C. T. 2008. Using stable isotopes to monitoring anthropogenic nitrogen inputs to estuaries. *Ecol. Applic.* 18(1):22-30.

Berlanga-Robles C.A., Ruiz-Luna A. y Hernández-Guzmán R. 2011. Impact of shrimp farming on mangrove forest and other coastal wetlands: the case of Mexico. En: *Aquaculture and the Environment. A Shared Destiny*. Barbara Sladonja (Ed.), 17-22 pp., InTech. Disponible en: <http://www.intechopen.com/books/aquaculture-and-the-environment-a-shared-destiny/impact-of-shrimpfarming-on-mangrove-forest-and-other-coastal-wetlands-the-case-of-mexico>.

Bickert T., Haug G. y Tiedemann, R. 2004 Late Neogene benthic stable isotope record of ODP Site 999: Implications for Caribbean paleoceanography, organic carbon burial and the Messinian Salinity Crisis. *Paleoceanography*. 19(10):1-6.

Bouillon S., Mohan Ch.P., Sreenivas N. y Dehairs F. 2000. Sources of suspended matter and selective feeding by zooplankton in an estuarine mangrove ecosystem, as traced by stable isotopes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 208: 79-92.

Burdige D.J. 2006. *Geochemistry of Marine Sediments*. Princeton University Press. Pp. 593. ISBN: 9780691095066

Burdige D.J., Zimmerman R.C. y Xinping Hu. 2008. Rates of carbonate dissolution in permeable sediments estimated from pore-water profiles: The role of sea grasses. *Limnol. Ocean.* 53(2):549-565.

Cabana G. y Rasmussen J.B. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*. 372:255-257.

Carlier A., Riera P., Amouroux JM., Bodiou J.Y. y Grémare A. 2007 Benthic trophic network in the Bay of Banyuls-sur-Mer (northwest Mediterranean, France): An assessment based on stable carbon and nitrogen isotopes analysis. *Est.Coastal Shelf Sci.* 72:1-15.

Carmichael R. H. y Valiela I. 2005. Coupling of near-bottom seston and surface sediment composition: Changes with nutrient enrichment and implications for estuarine food supply and biogeochemical processing. *Am. Soc. Limnol. Ocean.* 50(1):97-105.

Cintron G. y Schaeffer-Novelli Y. *Introducción a la Ecología del Manglar*. 1983. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, Montevideo Uruguay. UNESCO. 109 p.

Charmichael R. H., Hattenrath T., Valiela I. y Michener R.H. 2008. Nitrogen stable isotopes in the shell of *Mercenaria mercenaria* trace wastewater inputs from watersheds to estuarine ecosystems. *Aquatic Biol.* 4(99):99-111.

COSAES, 2009. Estatus sanitario de granjas de camarón del estado de Sonora. [www.cosaes.com](http://www.cosaes.com).

Costanzo S.D., O'Donohue M.J. y Dennison W.C., 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidalmangrove creek in north-east Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 48:514-525.

De la Lanza-Espino G., Garcia-Calderón J. L., Tovilla-Hernández C. y Arredondo-Figueroa J. L. 1993. *Ambientes y Pesquerías en el litoral Pacífico Mexicano*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, México.

DeNiro M. J. y Epstein S., 1981. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 42:495-506.

DeNiro M.J. y Epstein S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta* 42:495-506.

Dolenec T. S. Lojen G., Kniewald M., Dolenec G. y N. Rojan. 2006. Nitrogen stable isotope composition as a tracer of fish farming in invertebrates *Aplysina aerophoba*, *Balanus perforatus* and *Anemonia sulcata* in central Adriatic. *Aquaculture.* 262:237-249.

Domínguez-Sánchez L., 2010. Descripción del sistema ambiental y señalamiento de la problemática ambiental, detectada en el área de influencia del campo pesquero El paredón colorados y el paredoncito, Bahía del Tóbari, Municipio de Benito Juárez, Sonora para el establecimiento de infraestructura pesquera. *Sistemas Ambientales.* 3(2):18-61.

Durako M. J. y Hall M.O. 1992. Effects of Light on the stable carbon isotope composition of the seagrass *Thalassia testudinum*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 86:99-101.

Fischer W., Krupp W., Schneider W., Sommer C., Carpenter K.E. y Niem V.H. 1995a. Plantas e invertebrados. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Volumen I. FAO, Roma, 1-646 p

Fischer W., Krupp W., Schneider W., Sommer C., Carpenter KE. y Niem V.H. 1995b. Vertebrados. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. FAO. (2) 647-1200 p

Fischer W., Krupp W., Schneider W., Sommer C., Carpenter K.E. y Niem V.H. 1995c. Vertebrados. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. FAO, Roma. (3) 1201-1813.

Flores-Verdugo F. 2001. Procesos ecológicos en humedales. En: Abarca F.J. y Herzig M. (Eds.), Manual para el Manejo y Conservación de los Humedales en México. 26–63 NAWCC, RAMSAR, Pronatura, US Fish and Wildlife Service, SEMARNAT, SWS, Arizona Game and Fish Department, Wildlife Habitat Conservation-Canadian Wildlife Service, Environment Canada and DUMAC-México.

Forsberg C. y Riding S. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste receiving lakes. *Arch. Hidrobiol.*, **89**, 189-207

Fry B. 2006. Stable Isotopes Ecology. Springer Science Business Media, LLC. 308.

Gamboa-Delgado J., Peña-Rodríguez A., Ricque-Marie D. y Cruz-Suárez L.E. 2011. Assessment of nutrient allocation and metabolic turnover rate in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* co-fed live macroalgae *Ulva clathrata* and inert feed: dual stable isotope analysis. *J Shellfish Res.* 30:969-978.

Gamboa-Delgado J. 2013 Nutritional role of natural productivity and formulated feedin semi-intensive shrimp farming as indicated by natural stable isotopes. *Rev. Aquacul.* 5:1-12.

García-Hernández J. 2004. Diagnóstico del estado de salud de los ecosistemas del sur de Sonora. Diagnostico sur de Sonora-CIAD-WWF. Reporte técnico.

García-Zamora J.V., Sánchez-Osorio J.L., Ramírez-Álvarez N., García-Hernández J. 2008. Diagnóstico de contaminantes orgánicos persistentes (COP) en el Valle del Yaqui. REPORTE FINAL. Número de registro: INE/A1-006/2008

GESAMP (1990). The State of the Marine Environment. (IMO/FAO/UNESCO /WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Blackwell Scientific Publications Oxford, Melbourne. 146 .

Goericke R. y Fry B. 1994. Variations of marine plankton  $\delta^{13}\text{C}$  with latitude, temperature, and dissolved  $\text{CO}_2$  in the world ocean. *Global Biogeochem. Cycles* 8:85-90.

Gosh P. Brand W.A. 2003. Stable isotope ratio mass spectrometry in global climate change research. *Inter. J. Mass Spectr.* 228:1-33.

Green B.C., Smith D.J., Grey J. y Underwood G.J. 2012. High site fidelity and low site connectivity in temperate salt marsh fish populations: a stable isotope approach. *Oecologia*. 168:245-255.

Guerrero R. y Berlanga M. 2000. Isótopos estables: fundamentos y aplicaciones. *Actualidad SEM*. 30:17-23.

Hendrickx M.E. Brusca R.C. y Ramírez-Reséndiz G. 2002. Biodiversity of macrocrustaceans in the Gulf of California. Contributions to the study of East Pacific crustaceans. *Hendrickx Ed. UNAM, México*. 349-369.

Hobson KA., Piatt JF., Pitocchelli J. 1994 Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *J. Animal Ecol.* 63:786-779.

Hoefs J. 2009. Stable isotope Geochemistry. University of Göttingen. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. ISBN: 978-3-540-70703-5. e-ISBN: 978-3-540-70708-0.

Hsieh H.L. Chen C.P. Chen Y.G. y Yang, H.H. 2002. Diversity of benthic organic matter flows through polychaetes and crabs in a mangrove estuary:  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{34}\text{S}$  signals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 227:145-155.

Jara-Marini M.E. 2008. Fraccionamiento y transferencia de metales pesados desde los reservorios abióticos a la trama trófica en el sistema lagunar estero de Urias Mazatlán, Sinaloa. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de México. 362 pp.

Jacob U.K., Mintenbeck T., Brey R. y Knust B. 2005. Stable isotope food web studies: a case for Standardized sample treatment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 287:251-253.

Jones A.B., O'Donohue, M.J., Udy, J. y Dennison, W.C. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent indicators with standard water quality analyses. *Est. Coastal Shelf Sci.* 52:91-109.

Lankford R.R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. 182-215 In M. Wiley (ed.) *Estuarine Processes*. Academic, New York.

Lin D. T. y Fong P. 2008. Macroalgal bioindicators (growth, tissue N,  $\delta^{15}\text{N}$ ) detect nutrient enrichment from shrimp farm effluent entering Opunohu Bay, Moorea, French Polynesia. *Mar. Pollut. Bull.* 56:245-249.

Loneragan N.R. y Potter I.C. 1990. Factors influencing community structure and distribution of different life-cycle categories of fishes in shallow waters of a large Australian estuary. *Mar. Biol.* 106:25-37.

Loneragan N.R., Bunn S.E. y Kellaway D.M. 1997. Are mangroves and seagrasses sources of organic carbon for penaeid prawns in a tropical Australian estuary? A multiple stable-isotope study. *Mar. Biol.* 130:289-300.

Lorrain A., Paulet Y. M., Chauvaud L., Savoye N., Donval A. y Saout, C. 2002. Differential  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  signatures among scallop tissues: implications for ecology and physiology. *J. Exp. Biol. Ecol.* 225:47-61.

Martineau C., Vincent W.F., Frenette J.J. y Dodson J.J. 2004 Primary consumers and particulate organic matter: isotopic evidence of strong selectivity in the estuarine transition zone. *Limnol. Ocean.* 49:1679-1686.

Martinez-Cordova L.R., Campaña Torres A. y Porchas-Cornejo M.A. 2003. Dietary protein level and natural food management in the culture of blue (*Litopenaeus stylirostris*) and white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in microcosms. *Aquaculture Nutr.* 9:155-160.

Martínez-Córdova L.R., Martínez-Porchas M. y Cortes Jacinto E. 2009. Camaronicultura Mexicana y mundial. ¿Actividad sustentable o industria contaminante? *Rev. Inter. Contam. Amb.* 25(3):181-196.

Martínez-Durazo A. 2011. Análisis de isotopos estables de  $^{15}\text{N}$ ,  $^{13}\text{C}$  y  $^{16}\text{O}$  para determinar efectos de las descargas de granjas camaronícolas en la almeja, *Chione fluctifraga*, de la Laguna La Cruz, Sonora, México. Tesis de licenciatura. Universidad de Sonora. Pp 51.

McClelland J. W., Valiela I y Michener R. 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: a record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnol. Ocean.* 42:930-937.

Minagawa M. y Wada E. 1984. Stepwise enrichment of  $^{15}\text{N}$  along food chains: further evidence and the relation between  $^{15}\text{N}$  and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 48:1135-1140.

Miranda J.R., Mouillot D., Hernández D.F., López A.S., Chi T.D. y Pérez, L.A., 2005. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 304:1-13.

Miranda A., Voltolina D., Frias-Espericueta M. Izaguirre-Fierro G. y Rivas-Vega M.E. 2009. Budget and discharges of nutrients to the Gulf of California of a semi-intensive shrimp farm (NW Mexico). *Hidrobiológica.* 19(1):43-48.

Mendoza-Carranza M., Hoeninghaus D.J., Garcia A. M. y Romero-Rodriguez 2010. A Aquatic food webs in mangrove and seagrass habitats of Centla Wetland, a Biosphere Reserve in Southeastern Mexico. *Neotrop. Ichth.* 8:171-178.

Muzuka A.N. y Shunula J.P. 2006. Stable isotope compositions of organic carbon and nitrogen of two mangrove stands along the Tanzanian coastal zone. *Est. Coastal Shelf Sci.* 66:447-458.

Neutel A., Heesterbeek J.A.P. y De Rulter P.C. 2002. Stability in real food webs: weak links in long loops. *Science.* 296:1120-1123.

Nixon S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia.* 41:199-229.

Otway N.M. 1995. Assessing impacts of deepwater sewage disposal: a case study from New South Wales, Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 31:347-354.

Páez-Osuna F., Guerrero-Galván S. R. y Ruiz-Fernández A.C. 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 36: 65-75.



Páez-Osuna F., Guerrero-Galván S.R., Ruíz-Fernández A.C., 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Mar. Pollut. Bull.* 38: 585–592.

Páez Osuna F. 2001. Eutroficación y camaronicultura. En: *Camaronicultura y medio ambiente*, F. Páez Osuna (Ed.), Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 21-31.

Páez Osuna F. y Ruiz Fernández A.C. 2003. La calidad del agua en la camaronicultura: conceptos, manejo y normatividad. En: *Camaronicultura y medio ambiente*, F. Páez Osuna (Ed.), Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 100-134.

Páez-Osuna F., Gracia., A. Flores-Verdugo F., Lyle-Fritch L.P., Alonso-Rodríguez R., Roque A. y Ruiz-Fernández A.C. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar. Pollut. Bull.* 46:806-815.

Palma Gonzalez S. y Kaiser Contreras K. 1993. *Plancton marino de aguas chilenas*. Ediciones Universitarias, Valparaiso. CH. 1993. 151.

Persson A., Hansson L.-A., Brönmark Ch., Lundberg P., Pettersson, L.B., Greenberg L., Nilsson P.A., Nyström P., Romare P. y Tranvik L. 2001. Effects of enrichment on simple aquatic food webs. *Nature*. 157:654-669.

Peter M., Vitousek J. y Robert W. Howarth. 1991. Limitation on Land and in the Sea: How Can It Occur? *Biogeochemistry*. 13(2):87-115.

Peterson B.J. y Fry B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18:293-320.

Piñón-Gimate A., Soto-Jiménez M.F., Ochoa-Izaguirre M.J. García-Pagés E. y Páez-Osuna F. 2009. Macroalgae blooms and  $\delta^{15}\text{N}$  in subtropical coastal lagoons from the Southeastern Gulf of California: discrimination among agricultural, shrimp farm and sewage effluents. *Mar. Pollut. Bull.* 58:1144-1151.

Pombo L., Elliott M. y Rebelo J.E. 2002. Changes in the fish fauna of the Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *J. Fish Biol.* 61:167-181.

Pushparajan N. y Soundarapandian P. 2010. Recent farming of marine black tiger shrimp, *Penaeus monodon* (Fabricius) in south India. African J. of basic & appl. Sci. 2 (1-2): 33-36, 2010.

Revelle R. 1982. Carbon dioxide and world climate. *Scie. Amb.* 247:35-43.

Rodríguez-Valencia J.A.; Crespo D. y López-Camacho M. 2010. La camaronicultura y la sustentabilidad del Golfo de California. 13 p. Informe técnico WWF.

Rosswall T. 1981. The Biogeochemical Nitrogen Cycle. En :Some Perspectives of the Major Biogeochemical Cycles. Gene (Ed). 1981.

SAGARPA 2010. Anuario Estadístico de Pesca. Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México DF.

Sánchez-Carrillo S., Sánchez-Andrés R., Alatorre L.C., Angeler, D.G., Álvarez-Cobelas M. y Arreola-Lizárraga J.A., 2009. Nutrient fluxes in a semi-arid microtidal mangrove wetland in the Gulf of California. *Est. Coastal Shelf Sci.* 82: 654-662.

Santos Baca L. 2008. Evaluación de los hábitos de alimentación de la tortuga verde, *Chelonia mydas*, en Bahía Magdalena, BCS, México, utilizando la técnica de isótopos estables. pp. 1-79. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, Baja California Sur, México.

Serrano-Grijalva L., Sanchez-Carrillo S., Angeler D.G. y Alvarez-Cobelas M. 2011. Effects of shrimp farm effluents on the food web structure in subtropical coastal lagoons. *J. Exp Mar. Biol. Ecol.* 402:65-74.

Smith V.H., Tilman G.D. y Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut*100:179-196.

Tacon A.G.T. 2002. Thematic review of feeds and feed management practices in shrimp aquaculture. Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment. Work in Progress for Public Discussion. Published by the Consortium. 69 p.

Valiela I. 2006. Global Coastal Change. Blackwell publishing, Malden, MA.

Van Cappellen P. 1994. Biomineralization and Global Biogeochemical Cycles. *Rev. Miner. Geochem.* 357-381.

Velázquez-Sánchez C.J. 2001. Evaluación de la calidad del agua utilizada en la producción comercial de camarón en el parque acuícola La Atanasia en Sonora, México. Pp 1-92. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora, México.

Villalba-Atondo A. y De la O-Villanueva M. 1985. Sedimentología de las Lagunas Costeras del Estado de Sonora, México. Boletín del Departamento de Geología. UniSon 63-75pp.

Vizzini S., Savona B., Do Chi T. y Mazzola A. 2005. Spatial variability of stable carbon and nitrogen isotope ratios in a Mediterranean coastal lagoon. Structure, function and ecosystem alterations in southern European coastal lagoons. *Hydrobiologia*. 550:73-82.

Vizzini S. y 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. *Sci. Total Environ*. 368:723-731.

Watanabe S., Kodama M. y Fukuda M. 2009. Nitrogen stable isotope ratio in the manila clam, *Ruditapes philippinarum*, reflects eutrophication levels in tidal flats. *Mar. Pollut. Bull*. 58:1447-1453.

Apéndice 1. Clasificación de ecosistemas acuáticos lagunares de acuerdo a Forsber y Riding (1980). Los valores se presentan en cargas anuales.

| Estado trófico | Fósforo total<br>$\mu\text{g.L}^{-1}$ | Nitrógeno total<br>$\mu\text{g.L}^{-1}$ | Profundidad<br>(m) |
|----------------|---------------------------------------|---|--------------------|
| Oligotrófica   | < 3                                   | <400                                    | 3.96               |
| Mesotrófica    | 15 - 25                               | 400 - 600                               | 2.43 - 3.96        |
| Eutrófica      | 25 - 100                              | 600 - 1500                              | 0.914 - 2.43       |
| Hipertrófica   | >100                                  | >1500                                   | 0.91               |

Apéndice 2. Composición isotópica de la materia orgánica en suspensión y sedimentos colectados en los drenes agrícolas y acuícolas.

| Muestra                        | Sitio de muestreo | El Tóbari ( $\delta^{13}\text{C}$ ) |         |         |         |
|--------------------------------|-------------------|-------------------------------------|---------|---------|---------|
|                                |                   | Agosto                              | Febrero | Mayo    | Octubre |
| Materia orgánica en suspensión | 4                 | -21.7 ‰                             | -14.1 ‰ | -21.8 ‰ | -21.3 ‰ |
|                                | 5                 | -22.4 ‰                             | -16.1 ‰ | -21.1 ‰ | -21.7 ‰ |
|                                | 6                 | -21.4 ‰                             | -17.2 ‰ | -21.6 ‰ | -21.9 ‰ |
|                                | 8                 | -25.9 ‰                             | -14.7 ‰ | -18.9 ‰ | -21.3 ‰ |
|                                | 9                 | -20.8 ‰                             | -14.7 ‰ | -20.8 ‰ | -18.3 ‰ |
|                                | 10                | -18.8 ‰                             | -16.8 ‰ | -19.8 ‰ | -17.7 ‰ |
| Sedimento                      | 11                | -20.2 ‰                             | -18.8 ‰ | -25.7 ‰ | -18.2 ‰ |
|                                | 4                 | -21.7 ‰                             | -20.8 ‰ | -19.1 ‰ | -18.2 ‰ |
|                                | 5                 | -24.9 ‰                             | -20.8 ‰ | -22.4 ‰ | -20.0 ‰ |
|                                | 6                 | -21.6 ‰                             | -20.8 ‰ | -19.5 ‰ | -21.1 ‰ |
|                                | 8                 | -23.5 ‰                             | -22.7 ‰ | -23.4 ‰ | -21.4 ‰ |
|                                | 9                 | -23.2 ‰                             | -24.5 ‰ | -23.1 ‰ | -23.5 ‰ |
|                                | 10                | -22.6 ‰                             | -21.6 ‰ | -23.5 ‰ | -20.4 ‰ |
|                                | 11                | -20.8 ‰                             | -24.0 ‰ | -21.9 ‰ | -21.8 ‰ |

Apéndice 2 (continuación). Composición isotópica de la materia orgánica en suspensión y sedimentos colectados en los drenes agrícolas y acuícolas

| Muestra                        | Punto de muestreo | El Tóbari ( $\delta^{15}\text{N}$ ) |         |        |         |
|--------------------------------|-------------------|-------------------------------------|---------|--------|---------|
|                                |                   | Agosto                              | Febrero | Mayo   | Octubre |
| Materia orgánica en suspensión | 4                 | 9.3 ‰                               | 9.8 ‰   | 13.0 ‰ | 7.9 ‰   |
|                                | 5                 | 6.5 ‰                               | 9.8 ‰   | 12.7 ‰ | 8.4 ‰   |
|                                | 6                 | 10.5 ‰                              | 8.2 ‰   | 12.7 ‰ | 7.1 ‰   |
|                                | 8                 | 7.7 ‰                               | 5.6 ‰   | 12.5 ‰ | 5.5 ‰   |
|                                | 9                 | 8.8 ‰                               | 6.2 ‰   | 12.1 ‰ | 5.9 ‰   |
|                                | 10                | 11.6 ‰                              | 5.3 ‰   | 10.8 ‰ | 6.8 ‰   |
| Sedimento                      | 11                | 12.2 ‰                              | 11.1 ‰  | 12.5 ‰ | 10.7 ‰  |
|                                | 4                 | 6.9 ‰                               | 8.1 ‰   | 6.4 ‰  | 9.5 ‰   |
|                                | 5                 | 7.8 ‰                               | 7.9 ‰   | 6.9 ‰  | 9.5 ‰   |
|                                | 6                 | 6.7 ‰                               | 8.1 ‰   | 7.1 ‰  | 9.6 ‰   |
|                                | 8                 | 8.5 ‰                               | 8.9 ‰   | 8.1 ‰  | 10.0 ‰  |
|                                | 9                 | 8.5 ‰                               | 7.8 ‰   | 8.2 ‰  | 10.2 ‰  |
|                                | 10                | 11.8 ‰                              | 11.4 ‰  | 8.2 ‰  | 10.4 ‰  |
| 11                             | 11.6 ‰            | 11.5 ‰                              | 8.4 ‰   | 10.8 ‰ |         |

