



El Colegio de la Frontera Sur

**CALIDAD DEL AGUA Y BIOINDICADORES EN EL  
CARIBE MEXICANO**

TESIS

presentada como requisito parcial para obtener el grado de  
Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural  
Con Orientación en Biotecnología Ambiental

Por

Biol. Mar. Karla Andrea Camacho Cruz

2016



# El colegio de la Frontera Sur

Chetumal Quintana Roo, 15 de diciembre de 2016

Las personas abajo firmantes, miembro del jurado examinador de:

Karla Andrea Camacho Cruz

Hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada

“Calidad del agua y Bioindicadores en el Caribe Mexicano”

para obtener el grado de **Maestro en ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural**

Directora Dra. Ma. Concepción Ortiz Hernández

Co-Director Dr. Alberto Sánchez

Asesora Dra. Laura Carrillo Bibriezca

Asesor Dr. Alberto de Jesús Navarrete

Sinodal adicional Dra. Teresa Álvarez Legorreta

Sinodal adicional Dr. Julio Espinoza Ávalos

Sinodal suplente Dr. David González Solís

## DEDICATORIA

***“Nullius adictus iurearae in verba magistri”***

## **AGRADECIMIENTOS**

Gracias a la Dra. Ma. Concepción Ortiz Hernández y al Dr. Alberto Sánchez por darme una oportunidad y permitirme trabajar con ustedes, gracias por todos sus comentarios y consejos sobre el manuscrito. Gracias por todo su tiempo, apoyo y enseñanzas.

Gracias a la Ing. Adriana Zavala por su paciencia y su apoyo en el laboratorio para recordar las técnicas de micro nutrientes.

Gracias a los revisores de este protocolo, los doctores, Laura Carrillo Bibriezca y Alberto de Jesús Navarrete.

Gracias al Mtro. Alberto Montoya y al Biol. Mar. Daniel Armengol por sus asesorías en estadística.

Gracias a mis amigos Rebeca, Úrsula, Elva, Gibran, Marisol y Alejandro, por estar conmigo y apoyarme incondicionalmente.

## **Contenido**

<b>Capítulo 1 Introducción general.....</b>	<b>7</b>
<b>Capítulo 2 CALIDAD DEL AGUA Y BIOINDICADORES EN EL CARIBE MEXICANO 9</b>	
<b>RESUMEN .....</b>	<b>10</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>11</b>
<b>INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>12</b>
<b>MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>14</b>
<b>Nutrientes .....</b>	<b>15</b>
<b>Bioindicadores .....</b>	<b>16</b>
<b>RESULTADOS .....</b>	<b>17</b>
<b>Nutrientes .....</b>	<b>17</b>
<b>Bioindicadores .....</b>	<b>18</b>
<b>DISCUSIÓN .....</b>	<b>20</b>
<b>Nutrientes .....</b>	<b>20</b>
<b>Bioindicadores .....</b>	<b>27</b>
<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>29</b>
<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>31</b>
<b>PIE DE FIGURAS .....</b>	<b>38</b>
<b>FIGURAS Y CUADROS .....</b>	<b>39</b>
<b>Capítulo 3 Conclusiones.....</b>	<b>50</b>
<b>Literatura Citada .....</b>	<b>51</b>

## Resumen

La contaminación orgánica del Caribe Mexicano puede estar asociada al aumento del turismo y a la limitada infraestructura para el tratamiento de aguas residuales. Las características del suelo y las descargas de aguas subterráneas (DAS) contaminadas, favorecen el arrastre de materia orgánica, alterando el medio costero y continental (cenotes). Con la finalidad de evaluar la calidad del agua y detectar posibles aportes de contaminación por DAS, se evaluaron parámetros fisicoquímicos y bioindicadores durante tres temporadas en ambientes costeros y continentales. Estos ambientes fueron catalogados como zonas de impacto antrópico medio y bajo en la Riviera y Costa Maya, respectivamente. Se encontraron diferencias significativas entre temporadas y ambientes; los cuerpos continentales presentaron mayores concentraciones de silicatos y nitritos + nitratos que los costeros. Se identificó la influencia de DAS en Caleta Tankah y Tulum Pez. Las concentraciones isotópicas mostraron que el enriquecimiento de nitrógeno en la bahía Akumal y Tulum, proviene de aguas residuales. En la Costa Maya los enterococos fecales sobrepasaron el límite permitido para aguas de uso recreativo en la Costa Maya durante las tres temporadas y en el cenote Manatí durante nortes. Así mismo, en la Costa Maya, se registró durante las tres temporadas, la presencia de nemátodos alimentadores de superficie. Sitios como T1, Sh1 y Ch1 presentaron elevadas concentraciones de amonio, fósforo total y nitritos + nitratos, relacionadas con la dominancia de nemátodos alimentadores de superficie. Con base en las normatividades mexicanas sitios como, Cenote Encantado, Manatí, Akumal, Chávez, y la Costa Maya, exceden los límites establecidos.

**Palabras clave:** calidad del agua, isótopos estables de  $\delta^{15}$  N, nemátodos, nutrientes, Caribe Mexicano.

## Capítulo 1 Introducción general

El Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) es el más grande del Atlántico occidental y el Caribe Mexicano forma parte de él. El SAM posee un alto valor ecológico y económico, pero tanto la economía y la salud del ecosistema se encuentran amenazadas. El desarrollo turístico influye en gran medida, ya que el arrecife recibe más de 10 millones de turistas al año, lo que representa un ingreso de más de ocho mil millones de dólares (Cacelín 2016).

No sólo el turismo es un factor crucial en el deterioro del ecosistema, componentes como la incidencia de fenómenos naturales, la falta de una infraestructura adecuada para el tratamiento de aguas residuales y el tipo de suelo en la región, influyen en la salud del medio.

Durante el período 2015-2016, el efecto de El Niño-Oscilación del sur (ENSO, por sus siglas en inglés), se manifestó con gran intensidad lo que incrementó un grado las anomalías en la temperatura superficial del Caribe Mexicano (CONAGUA 2015). Además, durante el 2015, arribaron de forma atípica toneladas de sargazo (*Sargassum fluitans* Børgesen, 1914 y *S. natans* (Linnaeus, 1753) Gaillon, 1828) a lo largo de las costas del Atlántico.

Asimismo, el limitado sistema de alcantarillado y uso de fosas sépticas en los asentamientos costeros, influyen cotidianamente en la filtración de los desechos antrópicos (e.g., materia fecal) al sistema de aguas subterráneas (Beddows et al. 2002). Esto pone en riesgo a la única fuente de agua dulce y afecta el medio marino a través de las descargas de aguas subterráneas (DAS) contaminadas, que por efecto de las corrientes y los vientos dispersan los contaminantes, e impactan al sistema arrecifal (Perry et al. 2002; Velázquez-Oliman y Marin 2002; Valle-Levinson et al. 2011; Hernández-Terrones et al. 2012; Null et al. 2014).

La evaluación de diferentes parámetros fisicoquímicos permite determinar la calidad del agua. Además, una de las formas prácticas para determinar cualitativamente la presencia de las DAS, es mediante la medición de los silicatos y su relación con la salinidad y temperatura (Smith et al. 1999). Mientras que el análisis de bioindicadores como los isótopos estables de nitrógeno (N) en tejidos de organismos acuáticos y la cuantificación de enterococos fecales y de nemátodos, (Carruthers et al. 2005; Vázquez

et al. 2006; Samboni et al. 2007; Chouvelon et al. 2012), ayudan a complementar la información.

Por su parte, los isotopos estables de nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) registran la acumulación de N en tejidos y son utilizados para determinar el origen del enriquecimiento (Dailer et al. 2010). Como resultado del fraccionamiento durante la transformación del N, los tejidos de pastos marinos, bajo la influencia de las aguas residuales, tienden a presentar valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de  $> 4 \text{ ‰}$  (Carruthers et al. 2005, Mutchler et al. 2010). Por otro lado, organismos de la meiofauna, como los nemátodos son utilizados ya que poseen una clara relación entre las estructuras bucales y el medio en el que habitan. Wieser (1953) propuso una clasificación bucal en la que, aplicando las proporciones entre los grupos y la relación entre la cantidad de materia orgánica y la textura del sedimento, se puede inferir el estado de salud del medio (Kennedy y Jacoby 1997; Moens y Vincx 1997; Bongers y Ferris 1998; Boufahja et al. 2011; Varela-Benavides 2013).

Evaluar la calidad del agua periódicamente es esencial para evitar alteraciones de los ecosistemas interconectados como lo son los marino-lacustres, esto puede ayudar a mantener la estabilidad de la economía y evitar daños a la salud humana. Además, la total dependencia de las aguas subterráneas como abastecedoras de agua potable en la región, hacen del monitoreo una actividad esencial para el cuidado de la salud pública.

El objetivo de este trabajo fue analizar, durante tres temporadas climáticas, la calidad del agua en ambientes continentales y costeros del Caribe Mexicano de Quintana Roo, con diferentes grados de desarrollo antrópico en la zona norte (Akumal-Tulum) y la zona sur (Mahahual-Xahuaxhol). Para esto, se contrastaron los parámetros fisicoquímicos (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, nitratos, nitritos, silicatos, nitrógeno total, ortofosfatos, fósforo total) y los bioindicadores (isótopos estables de N en tejidos de *Thalassia testudinum*, nemátodos y enterococos fecales) con los estándares permisibles marcados en la normatividad mexicana, además de detectar las posibles DAS en el ambiente costero. Se espera observar un mayor deterioro de la calidad del agua en la zona norte, ya que el impacto del desarrollo antrópico es mayor.

## **Capítulo 2 CALIDAD DEL AGUA Y BIOINDICADORES EN EL CARIBE MEXICANO**

**Karla CAMACHO-CRUZ<sup>\*1</sup>, Ma. Concepción ORTIZ-HERNÁNDEZ<sup>1</sup>, Alberto SÁNCHEZ-GONZÁLEZ<sup>2</sup>, Laura CARRILLO-BIBRIEZCA<sup>1</sup> & Alberto DE JESÚS-NAVARRETE<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. Av. Centenario km 5.5 s/n, Col. Pacto Obrero Campesino, Chetumal, Quintana Roo, C. P. 77014

<sup>2</sup>Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN s/n, Col. Playa Palo de Sta. Rita, La Paz, Baja California Sur, C.P. 592

\*Autor para correspondencia: [kacamacho@ecosur.edu.mx](mailto:kacamacho@ecosur.edu.mx)

## RESUMEN

La contaminación orgánica del Caribe Mexicano puede estar asociada al aumento del turismo y a la limitada infraestructura para el tratamiento de aguas residuales. Las características del suelo y las descargas de aguas subterráneas (DAS) contaminadas, favorecen el arrastre de materia orgánica, alterando el medio costero y continental (cenotes). Con la finalidad de evaluar la calidad del agua y detectar posibles aportes de contaminación por DAS, se evaluaron parámetros fisicoquímicos y bioindicadores durante tres temporadas en ambientes costeros y continentales. Estos ambientes fueron catalogados como zonas de impacto antrópico medio y bajo en la Riviera y Costa Maya, respectivamente. Se encontraron diferencias significativas entre temporadas y ambientes; los cuerpos continentales presentaron mayores concentraciones de silicatos y nitritos + nitratos que los costeros. Se identificó la influencia de DAS en Caleta Tankah y Tulum Pez. Las concentraciones isotópicas mostraron que el enriquecimiento de nitrógeno en la bahía Akumal y Tulum, proviene de aguas residuales. En la Costa Maya los enterococos fecales sobrepasaron el límite permitido para aguas de uso recreativo en la Costa Maya durante las tres temporadas y en el cenote Manatí durante nortes. Así mismo, en la Costa Maya, se registró durante las tres temporadas, la presencia de nemátodos alimentadores de superficie. Sitios como T1, Sh1 y Ch1 presentaron elevadas concentraciones de amonio, fósforo total y nitritos + nitratos, relacionadas con la dominancia de nemátodos alimentadores de superficie. Con base en las normatividades mexicanas sitios como, Cenote Encantado, Manatí, Akumal, Chávez, y la Costa Maya, exceden los límites establecidos.

**Palabras clave:** calidad del agua, isótopos estables de  $\delta^{15}\text{N}$ , nemátodos, nutrientes, Caribe Mexicano.

## ABSTRACT

Pollution of the Mexican Caribbean is mainly associated by tourism infrastructure and poor wastewater treatment. Due the geomorphology, groundwater discharges (GWD) give highest vulnerability to the environment, through the entrainment of organic matter, altering the coastal and continental environment (cenotes). In order to evaluate the water quality and detect possible contributions of contamination by DAS, physicochemical parameters and bioindicators were evaluated during three seasons in coastal and continental environments. These environments were classified as zones of medium and low anthropic impact in the Riviera and Costa Maya, respectively. According to statistical analysis, no differences were found between the two areas, however, differences between the seasons and the environments were founded. Continental bodies regarding coastal, had higher concentrations of nitrite + nitrate, silicates and relationship with low concentrations of salinity and DO. Influence of GWD in Caleta Tankah and Tulum Fish was identified. The isotopic concentrations showed that the enrichment of N in the Akumal Bay and Tulum (T2), come from wastewater. The presence of fecal enterococci had overshoot the maximum allowable limit for recreational waters for three seasons in the Costa Maya as well as the presence of surface feeders nematode. In T1, Sh1 and Ch1 highest concentrations of ammonium, total phosphorus and nitrite + nitrate were related to the dominance of surface feeders. Based on Mexican standards for different nutrients, sites like cenote Encantado, Manati Akumal, Chavez, and the Costa Maya exceeded the permissible limits.

**Key words:** water quality, stable isotope  $\delta^{15}$  N, nematodes, nutrients, Mexican Caribbean.

## INTRODUCCIÓN

La fragilidad de los ecosistemas del Caribe Mexicano se encuentran amenazados por las perturbaciones relacionadas con el creciente desarrollo turístico, poblacional y el impacto de fenómenos naturales (Short y Wyllie-Echeverria 1996, Enfield y Mestas-Nunez 2000, Perry *et al.* 2002, Carruthers *et al.* 2005, Mutchler *et al.* 2007, Barange y Perry 2009, Valle-Levinson *et al.* 2011, Sánchez *et al.* 2013, SEDETUR 2014). Estas perturbaciones pueden generar alteraciones en el medio, aunadas a variaciones por años anómalos (e.g., aumento o disminución de lluvias, las anomalías de la temperatura superficial del mar) afectando directamente a los ecosistemas y a la actividad económica asociada (Bryant *et al.* 1998, Agraz-Hernández *et al.* 2006, UNEP-WCMC 2006, Dailer *et al.* 2010).

Por ejemplo, en el 2015, se registró un incremento en la intensidad de lluvias (CONAGUA 2015). Lo que probablemente generó un incremento en los flujos del acuífero y las descargas de las aguas subterráneas (DAS), como lo reportaron Barange y Perry (2009).

Adicionalmente, el insuficiente sistema de alcantarillado y uso de fosas sépticas deficientes favorecen la filtración de desechos al manto freático, cenotes y a la costa (e.g., materia fecal) a través de las DAS contaminadas (Beddows *et al.* 2002).

El análisis de la calidad del agua mediante el uso de bioindicadores, la identificación de variaciones en las propiedades fisicoquímicas (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, amonio, nitratos, nitritos, nitrógeno total, fósforo total, ortofosfatos y silicatos), y la localización de las DAS, permiten evaluar impactos potenciales en el

medio, además de prevenir pérdidas ambientales, económicas y daños en la salud humana.

El análisis de bioindicadores como los isótopos estables de nitrógeno (N) en el pasto marino *Thalassia testudinum* K.D. König 1805, y la cuantificación de organismos de la meiofauna, como nemátodos y enterococos fecales, ayudan a complementar la información (Carruthers *et al.* 2005, Vázquez *et al.* 2006, Samboni-Ruiz *et al.* 2007, Dailer *et al.* 2010, Chouvelon *et al.* 2012).

Las hojas de *T. testudinum*, registran la proporción isotópica del N, lo que permite deducir la fuente de este elemento al medio (Raz-Guzmán y Sánchez-Martínez 2001). Como resultado del fraccionamiento durante la transformación del N, los tejidos de los pastos marinos bajo la influencia de las aguas residuales registraran valores de  $\delta^{15}\text{N} > 4 \text{‰}$  (Carruthers *et al.* 2005, Mutchler *et al.* 2010). Por otro lado, los nemátodos, poseen una relación entre sus estructuras bucales y el estado de salud del medio en el que habitan. Wieser (1953) propuso una clasificación bucal por grupos, en la que, las proporciones entre éstos y la relación entre la cantidad de materia orgánica y la textura del sedimento, permite inferir el estado de salud del medio (Kennedy y Jacoby 1997, Moens y Vincx 1997, Bongers y Ferris 1998, Boufahja *et al.* 2011, Varela-Benavides 2013).

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar, durante tres temporadas climáticas (secas, lluvias y nortes), la calidad del agua en ambientes continentales (cenotes) y costeros con desarrollo antrópico medio y bajo en la zona norte (Riviera Maya, Akumal-Tulum) y la zona sur (Costa Maya, Mahahual-Xahuaxhol) del Caribe Mexicano de Quintana Roo respectivamente. Detectar las posibles DAS, mediante el

análisis de la salinidad, temperatura y silicatos. Además de contrastar los parámetros fisicoquímicos y los bioindicadores con los estándares permisibles marcados en las normatividades mexicanas (**Cuadro III**). Se espera observar un mayor deterioro de la calidad del agua en la zona norte, ya que el impacto del desarrollo antrópico es mayor. Además de diferenciar los patrones de los parámetros físico químicos durante cada temporada

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

Las campañas se realizaron en 13 sitios: diez costeros y tres cenotes, (cuerpos continentales) (**Figs. 1, 2, 3, Cuadro I**). Clasificados para este estudio con base a Sánchez *et al.* (2013) (**Cuadro II**). De acuerdo a esa clasificación, nueve de los sitios seleccionados se catalogaron con impacto antrópico medio (Riviera Maya, Akumal-Tulum) y cuatro con impacto antrópico bajo (Cosa Maya, Mahahual-Xhahuaxhol) (**Cuadro I**).

Con base en Carrillo *et al.* (2008), la corriente costera tiene una dirección noreste, con una velocidad de 0.25-0.45 m/s, presentando en octubre y diciembre contracorrientes. Las aguas costeras presentan temperaturas que promedian 25.5-30 °C, la salinidad fluctúa entre 27.5-36.9 ups, el oxígeno disuelto se encuentra entre 3.5-4.6 ml / L, mientras que el pH varía entre 8.1-9. Las aguas continentales presentan temperaturas que promedian 20.4-26 °C, la salinidad fluctúa entre °-3.4 ups, el oxígeno disuelto se encuentra entre 3-4.8 mg / L, mientras que el pH varía entre 6.6-7.7 ( (De la Lanza espino *et al.* 2006, Mutcher *et al.* 2010)

La definición de las temporadas de muestreo para este trabajo se basó en la compilación histórica de datos climáticos de Carrillo *et al.* (2009), así como en las

estadísticas de precipitación y entrada de frentes fríos CONAGUA (2015) (**Figs. 2, 3**). De esta manera, octubre del 2015 fue considerado como nortes, febrero del 2016 como secas, y junio del 2016 como lluvias. Sin embargo, cabe destacar que el comportamiento climatológico durante el periodo de muestreo fue anómalo, causado por un intenso efecto ENSO (CONAGUA, 2015 NOAA, 2016).

La toma de muestras se realizó una vez en la primera semana de los meses señalados. Los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua, salinidad, oxígeno disuelto, conductividad, pH y temperatura, se midieron *in situ* con una sonda multiparamétrica marca Horiba (modelo U-10). Las muestras de agua, para los análisis de nutrientes y bacteriológicos, se colectaron de forma manual por triplicado después de la zona de rompiente de ola, a 1 m de profundidad. Los frascos utilizados para los análisis de nutrientes fueron previamente lavados con HCl al 15 %, y enjuagados con agua destilada, mientras que los frascos utilizados para las muestras bacteriológicas fueron previamente esterilizados. Las muestras de agua se preservaron en hieleras a 4° C.

### **Nutrientes**

Los nitritos, nitratos, nitrógeno total, ortofosfatos y fósforo total se analizaron de acuerdo a Strickland y Parsons (1968), y Durán (2008) mientras que los silicatos fueron con base a Hansen y Koroleff (1983). Las lecturas colorimétricas se realizaron en un espectrofotómetro UV-visible, marca SHIMADZU, modelo UV-1700. Para el análisis de enterococos fecales se utilizó el método de sustrato cromogénico Enterolert (2013).

## Bioindicadores

Las hojas de *T. testudinum* se colectaron de forma manual directamente de las praderas; en algunas estaciones se colectaron de pastos recalados. Se depositaron en bolsas Ziplock® y se preservaron en hielo. Las hojas fueron lavadas con agua, se eliminaron las epífitas y se secaron a 60° C. Se acidificaron con HCl al 10 %, y se pulverizaron en un mortero de ágata. Se empaquetaron por duplicado en cápsulas de estaño (1 mg). Para conocer la concentración de N se utilizó un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas Thermo Electron Delta Plus V acoplado a un analizador elemental COSTECH (Laboratorio de Espectrometría de Masas (LEsMa) del CICIMAR-IPN, La Paz, BCS).

Al considerar la abundancia de los isótopos pesados con respecto a los ligeros, los valores reportados se definieron por la siguiente ecuación:

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰ vs. aire}) = \left( \frac{{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{muestra}}}{{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{referencia}}} - 1 \right) \times 1000:$$

La precisión de los análisis isotópicos fue < 0.2 ‰.

Para el análisis de los nemátodos, materia orgánica y textura del sedimento, se tomaron muestras de forma manual con ayuda de tubos de PVC de 0.10 m de diámetro. La columna de sedimento se cortó en dos niveles: 0.05 y 0.10 m, para cuantificar los nemátodos una porción de ambos niveles se fijó con formaldehído al 10 %, el resto se guardó en hieleras para el estudio de materia orgánica y textural.

Para analizar las estructuras bucales de los nemátodos, la meiofauna se separó con un tamiz de 35 µm. Los nemátodos se separaron manualmente utilizando un microscopio estereoscópico marca Nikon (modelo 4503452) y se montaron en laminillas semipermanentes observándolas con un microscopio óptico marca Nikon (modelo

Eclipse E 100) bajo un aumento de 100 x. Usando la clasificación de Wieser (1953) se relacionaron las proporciones de los diferentes grupos de alimentadores con el análisis textural de sedimento (Buchanan 1984) y la concentración de materia orgánica (Dean 1974).

Para definir las relaciones entre las variables, se aplicó un análisis de correlación múltiple para cada temporada y tipo de ambiente. Para identificar las diferencias o similitudes entre los nutrientes por temporada y ambientes, se realizó un análisis multivariado de permutación de la varianza (PERMANOVA) en la plataforma PRIMER 6.1.II & PERMANOVA + 1.0.1. En caso de encontrar diferencias significativas, se aplicó el método de comparación por pares. Para observar de forma gráfica estos análisis estadísticos, se utilizó un escalamiento multidimensional.

## **RESULTADOS**

Los valores máximos y mínimos de los parámetros fisicoquímicos por temporada y tipos de ambiente se observan en el **cuadro IV**. Durante las tres temporadas, los registros in situ fueron menores en los sitios continentales, con respecto a los sitios costeros, excepto en CT1 para las tres temporadas y Xh1 en nortes con el OD. (**Figura 4**).

### **Nutrientes**

Durante nortes, el amonio fue detectado sólo en tres sitios (T1, M2 y M3). En secas se registró en seis sitios costeros y un continental, mientras que para lluvias sólo en un sitio costero (**Fig. 5**). Durante las tres temporadas, los sitios continentales registraron las mayores concentraciones de nitratos + nitritos, al igual que T2 durante nortes, Sh1 durante secas y lluvias, y CT1 durante las tres temporadas. El nitrógeno total fue casi indetectable durante las tres temporadas (**Fig. 5**). Los sitios costeros con

concentraciones de silicatos mayores o iguales que los continentales fueron CT1 durante las tres temporadas, T2 en nortes y Sh1, Ch1 para lluvias.

En cuanto al fósforo total, durante nortes las concentraciones más altas se obtuvieron en A1, M3 y Xh1. Para secas, fueron los sitios Sh1 y M2. Para lluvias, fueron los sitios M2, M3, CT1 y C2. Durante secas, los ortofosfatos presentaron concentraciones menores con respecto a nortes y lluvias, los sitios C2 y Sh1, presentaron las mayores concentraciones en ambas temporadas (**Fig. 5**).

### **Bioindicadores**

Los mayores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  en el pasto marino *T. testudinum* se detectaron en A1 para nortes y T2 durante las tres temporadas (**Cuadro V**).

Los nemátodos sólo se analizaron durante nortes. De un total de 1, 497 ejemplares, el 60 % se ubicó en los primeros 5 cm del sedimento y el 40 % restante en el siguiente intervalo. El grupo 2A (alimentadores de superficie) dominó con un 93 %, seguido por alimentadores no selectivos (grupo 1B), con un 6 %. Las estaciones con mayor abundancia (24 %) y contenido de materia orgánica caracterizados por arenas medias fueron M1 y Sh1 (**Fig. 6**). En cuanto a la textura del sedimento, los sitios A1, T1, Ch1, M3 y Xh1 presentaron arenas muy finas. Con excepción de A1 (con dominancia del grupo 1B), en el resto de los sitios dominó el grupo 2A, incluyendo al sitio T2, caracterizado por gravas de tamaño medio (**Fig. 6, Cuadro VI**)

El sitio T1, con el 21 % de organismos 2A coincide con la detección de altas concentraciones de amonio. El sitio Sh1 con un 26 % de 2A, tuvo el mayor porcentaje de materia orgánica (24 %), fósforo total y nitritos + nitratos, mientras que Ch1 con 21 %

de 2A coincidió con elevadas concentraciones de fósforo total. Además M1 presentó los cuatro tipos de alimentadores.

El análisis bacteriológico mostró altas concentraciones de enterococos la costa Maya y C2 (**Cuadro VII**).

De acuerdo al análisis de correlación múltiple aplicado en los parámetros fisicoquímicos y enterococos. Mostraron durante nortes en los ambientes costeros, una correlación positiva en el amonio con los enterococos y los nitratos+ nitritos ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) con los silicatos (**Cuadro X**). En cuanto a la temporada de secas y lluvias los  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  con respecto a los silicatos presentaron alta correlación positiva, mientras que, la salinidad con respecto a los  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  y silicatos presentaron una correlación inversa (**Cuadros XI, XII**). Para los cuerpos continentales durante las tres temporadas, la salinidad con respecto a los  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  presentaron una correlación inversa. Al igual que entre los  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  y enterococos durante nortes y secas (**Cuadros XIII, XIV**).

El análisis PERMANOVA, con un 95% de confianza ( $< 0.05$ ), mostró diferencias significativas entre las temporadas (**Cuadro VIII**), de acuerdo al análisis pair-wise, las diferencias ocurrieron entre Norte-Secas y Secas-Lluvias (**Cuadro IX**); es decir, secas fue la temporada que se diferenció más entre el resto. En el escalamiento multidimensional se observaron claras las agrupaciones por sitios continentales y costeros. La Caleta Tankah se agrupó con los cuerpo continentales durante secas y nortes, en lluvias quedo fuera, debido probablemente al efecto de la evaporación (**Fig. 7**).

## DISCUSIÓN

A través de los estándares establecidos por las diferentes normatividades y el uso de los diferentes bioindicadores, se analizó la calidad del agua en las zonas de estudio. A diferencia de lo que se esperaba en relación al impacto del desarrollo antrópico, las zonas no presentaron diferencias, probablemente el incremento en las actividades turísticas y el limitado sistema de tratamiento de aguas residuales de la Costa Maya, se esté reflejando en la calidad del agua.

### Nutrientes

De acuerdo al análisis estadístico, las concentraciones de nutrientes en las zonas de medio y bajo impacto antrópico, no mostraron diferencias significativas ( $p= 0.78$ ), pero sí entre sitios costeros y continentales ( $p= 0.001$ ). Esto podría indicar que estos sitios, relativamente cercanos a zonas urbanas, reciben mayores aportes de materia orgánica (Barlow 2003, Carrillo *et al.* 2008), los cuales podrían provenir de aportes subterráneos contaminados por las filtraciones de las fosas sépticas (Hernández-Terrones *et al.* 2010) y del desarrollo de las actividades turísticas durante todo el año en esas áreas.

Debido a las características geohidrográficas de la zona los silicatos y salinidad en la CT durante las tres temporadas y T2 en nortes, se observó la influencia de una DAS. Esto se reflejó en la correlación negativa entre ambos parámetros, además de detectar valores bajos de temperatura.

Las elevadas concentraciones de silicatos en sitios continentales relacionadas con las bajas concentraciones de salinidad, está documentada por Hernández-Terrones *et al.* (2011) y Null *et al.* (2014), quienes relacionan la presencia de silicatos con la

lixiviación del óxido de silicio de las rocas sedimentarias de la región (rocas ligeramente carbonatadas), o la disolución bajo condiciones reductoras de las aguas subterráneas.

Hernández-Terrones *et al.* (2011) observaron valores de salinidad y temperatura similares a lo observado en la Caleta Tankah (CT), sin embargo, las concentraciones de silicatos reportados para este trabajo fueron mayores durante las tres temporadas (25.79 ups, 26° C y 27.3  $\mu\text{M}$ ), dejando ver una fuerte influencia de las aguas subterráneas. En el sitio T2, sólo se registraron datos similares durante nortes, debido a que durante ésta temporada fue posible localizar de forma visual una DAS, lugar en el que fue tomada la muestra. En las siguientes temporadas, su ubicación no fue detectada, probablemente por el aumento del nivel del mar en las fechas y horas de muestreo.

Las concentraciones de nitratos (0.8 a 138  $\mu\text{M}$ ) en las zonas con medio impacto antrópico, fueron mayores en contraste con las de bajo impacto (1.1 a 7.7  $\mu\text{M}$ ), sin embargo, los datos obtenidos en las zonas de medio impacto, se encontraron fuertemente influenciadas por la DAS detectada en la Caleta Tankah (138  $\mu\text{M}$ ). Esta caleta colinda con la zona marina y se encuentra ubicada a pocos metros de un hotel. El área es usada por turistas de forma continua durante el año, suponiendo una descarga continua en la zona, las altas concentraciones de nitratos eran de esperarse.

El hecho de registrar elevadas concentraciones de nitratos en aguas continentales, muestra que, las concentraciones de N en aguas subterráneas se encuentran en su forma oxidada debido a su estabilidad, además de ser un nutriente móvil que no es absorbido por los materiales del acuífero ni precipitado como un mineral. Esto le otorga la capacidad de permanecer en grandes cantidades y viajar grandes distancias en la subsuperficie (Freezer y Cherry 1979).

La principal entrada de N a los cuerpos continentales pueden tener un origen antrópico, principalmente mediante las filtraciones por las descargas de aguas residuales (Mutcher *et al.* 2010, Null *et al.* 2014). Las correlaciones positivas, durante nortes y secas, entre los compuestos nitrogenados y OD, pueden indicar una actividad bacteriana o una buena interacción entre la atmosfera y el agua. Durante lluvias este comportamiento varió, probablemente debido a que la temporada fue baja en precipitación, generando un menor arrastre subterráneo del nutriente, proveniente de las zonas aledañas.

Con base en la norma CE-CCA-001-89 (CCA 1989), la concentración máxima permisible de nitritos para la protección de la vida marina debe ser  $< 0.043 \mu\text{M}$ . Durante nortes fue excedida en A1 ( $0.047 \mu\text{M}$ ), en secas todas las estaciones excedieron el límite ( $0.80 \mu\text{M}$ ) y en lluvias sólo Ch1 ( $0.2 \mu\text{M}$ ). Para los cuerpos continentales la NOM-127-SSA-94 (SSA 1994) establece un máximo de  $1.08 \mu\text{M}$  para fuentes como uso de agua potable, este criterio no fue excedido en ninguna temporada a excepción de C3 durante secas ( $1.65 \mu\text{M}$ ).

En cuanto a los nitratos, la CE-CCA-001-89 (CCA 1989), establece para la protección de vida marina  $< 0.64 \mu\text{M}$ . Éste criterio fue excedido durante las tres temporadas, con valores hasta de  $6 \mu\text{M}$ . Excepcionalmente, en Sh1, durante secas y lluvias se registraron valores  $> 30 \mu\text{M}$ , mientras que T2 alcanzó  $83 \mu\text{M}$  en nortes y  $14.8 \mu\text{M}$  en secas. En contraste, De la Lanza Espino *et al.* (2006), registraron concentraciones de  $12.1 \mu\text{M}$  y  $1.43 \mu\text{M}$ , durante nortes y lluvias del 2004 en Tulum, respectivamente, menor a lo registrado para T2 durante nortes en este trabajo, pero similar a lo reportado durante lluvias, estas observaciones similares puede significar la entrada puntual de aguas enriquecidas de N al medio marino local, de no ser así las

concentraciones detectadas en este trabajo debieron mostrar concentraciones inferiores o indetectables, ya que su reciclamiento en el medio es continuo .

Mutchler *et al.* (2007, 2010), registraron concentraciones de nitratos de 3.3  $\mu\text{M}$  y 1.7  $\mu\text{M}$ , en la bahía de Akumal para finales de secas e inicios de lluvias del 2005 y 2007, respectivamente. En contraste, las concentraciones registradas en este trabajo para Akumal fueron menores para esas dos temporadas, aunque lo registrado durante nortes (4.4  $\mu\text{M}$ ) fue mayor. Probablemente se debió al incremento en la precipitación anual de ese año (2015-2016, el ENSO se expresó al máximo), que pudo generar un incremento en las filtraciones subterráneas, aumentando el arrastre de aguas enriquecidas por N.

Por otro lado, Hernández-Terrones *et al.* (2011), registraron en una DAS ubicada en Puerto Morelos durante octubre del 2006, concentraciones de nitratos de 0.16  $\mu\text{M}$ , menor a lo registrado durante las tres temporadas en la DAS de Caleta Tankah (81-138  $\mu\text{M}$ ), posiblemente debido a que Puerto Morelos es una zona de bajo desarrollo antrópico, comparado con la Caleta Tankah, la cual se encuentra influenciada por las aguas subterráneas de Akumal-Tulum, zona catalogada de desarrollo antrópico medio.

Para los cuerpos continentales, el límite permisible de nitratos establecido por la CE-CCA-001-89 (CCA 1989) como fuente de abastecimiento de agua potable, debe ser < 80.6  $\mu\text{M}$ . Este valor fue excedido durante las tres temporadas (81.7 a 139  $\mu\text{M}$ ) en todos los sitios; sin embargo, con base en la NOM-127-SSA-94 (SSA 1994), que establece un límite de 161.2  $\mu\text{M}$ , los sitios no sobrepasaron el límite permisible.

Por su parte, Hernández-Terrones *et al.* (2013) registraron para secas 161.2  $\mu\text{M}$  y para nortes 120.9  $\mu\text{M}$  en el cenote Manatí, durante este trabajo las concentraciones no fueron iguales, pero si elevadas (127.4 y 83  $\mu\text{M}$  respectivamente), De la Lanza-

Espino y colaboradores (2006), consideran concentraciones de nitratos en exceso para cuerpos continentales, valores por arriba de 5  $\mu\text{M}$  ya se considera un exceso. Las altas concentraciones registradas pueden apuntar a la existencia periódica de un enriquecimiento de N a través de las filtraciones subterráneas contaminadas, además de las actividades turísticas que ocurren durante todo el año.

La detección de los compuestos nitrogenados por arriba del máximo establecido, es un riesgo, tanto para la vida acuática-mariana, como para la salud humana. Es prioritario considerar una regulación inmediata en aquellos cuerpos continentales usados con fines de uso recreativo.

La entrada en exceso de N a los sistemas de agua, con respecto a su capacidad asimilativa, provoca un rápido deterioro en su calidad. De los tres compuestos nitrogenados más estudiados (nitritos, nitratos y amonio), el amonio destaca por encontrarse en mayores concentraciones en las aguas de desecho domésticas, concentraciones altas son un indicador de contaminación reciente. Mahahual considerado zona de menor impacto antrópico respecto a Tulum (Sánchez *et al.* 2013), tiene factores como la falta de planeación y un sistema de alcantarillado limitado, los cuales pueden ser factores potenciales para incrementar los valores de nutrientes observados durante este estudio. En ambas zonas el amonio se presentó con 2.1  $\mu\text{M}$ , lo cual no era de esperarse debido al nivel de desarrollo antrópico, sin embargo, el hecho de que Mahahual cuente con una limitada planeación para el tratamiento de sus aguas residuales, deja ver un impacto similar al de un área con mayor crecimiento antrópico.

De acuerdo a la CE-CCA-001-89 (CCA 1989), la concentración de amonio para la protección de la vida marina debe ser  $< 0.55 \mu\text{M}$ . Esta fue excedida durante las tres

temporadas en los sitios que se detectó el nutriente. Las elevadas concentraciones se pueden asociar al reciclamiento de la materia orgánica, vía nitrógeno orgánico y al proceso de amonificación sugerido para sistemas costeros o bien por descargas domésticas puntuales. En Akumal, durante la temporada de secas del 2013, se identificaron concentraciones de 2.2  $\mu\text{M}$  (zona de desarrollo antrópico medio) (Hernández-Terrones *et al.* 2013), para este estudio Akumal registró durante secas concentraciones menores, pero detectables (0.63  $\mu\text{M}$ ). Para Ch1 en la misma temporada, se registraron valores similares a los de Hernández-Terrones *et al.* (2013), lo cual podría esperarse por ser una zona de desarrollo medio. Sin embargo, lo registrado en este trabajo para la estación M3 (2.1  $\mu\text{M}$ ) no era de esperarse debido a su menor desarrollo antrópico, pero el incremento en las actividades turísticas, posiblemente se esté reflejando en el aumento de las concentraciones de este nutriente.

Durante secas del 2012, Hernández-Terrones *et al.* (2013) detectaron para el cenote Manatí concentraciones  $> 13 \mu\text{M}$ , atribuidas probablemente a la incidencia turística en la zona; aunque Mutcher *et al.* (2010) registraron para ese cenote a finales de secas e inicio de lluvias de 2007, concentraciones casi indetectables, igual que en el presente trabajo. Cabe resaltar que, si bien, no fue posible detectar amonio, todos los cuerpos continentales presentaron altas concentraciones de nitratos + nitritos, compuestos resultantes de la reducción química del amonio.

El fósforo total, nutriente limitante por el tipo de sedimentos cársticos de la región, se registró en concentraciones similares entre las zonas de impacto medio (0.41 a 2.31  $\mu\text{M}$ ) y bajo (0.66 a 2.54  $\mu\text{M}$ ), tanto en los tipos de ambientes costeros (0.41 a 2.54  $\mu\text{M}$ ) como continentales (0.47 a 1.8  $\mu\text{M}$ ). En C3 durante nortes y en C1, C2 y C3

para secas y lluvias se excedió el límite permisible para la protección de vida acuática establecido por la CE-CCA-001-89 (CCA 1989)  $< 0.64 \mu\text{M}$ .

El incremento de consorcios bacterianos (biofilms) observados en el cenote Manatí (C2) (com. pers. observaciones por los buzos, prestadores de servicio turístico), pueden relacionarse con la entrada de fósforo al medio. La concentración de este nutriente en la columna de agua fue casi indetectable por Hernández-Terrones *et al.* (2013) en el cenote Manatí durante secas y lluvias; sin embargo, en este trabajo se registraron valores  $> 1 \mu\text{M}$  en para esas temporadas, mientras que para nortes, la concentración disminuyó a la mitad, estas concentraciones pueden considerarse elevadas para el tipo de sistema. La presencia de dicho nutriente limitante enriquece el medio, propiciando el rápido crecimiento de biofilms observados a lo largo de cierto periodo (Roldán y Ramírez 2008).

En cuanto al criterio establecido por la misma norma, pero para la protección de la vida marina, las concentraciones de este nutriente no deben exceder  $0.080 \mu\text{M}$ , este fue sobrepasado durante las tres temporadas en todos los sitios. En una DAS ubicada en Puerto Morelos, se detectaron durante nortes del 2006 concentraciones de  $1.09 \mu\text{M}$  (Hernández-Terrones *et al.* 2010), en contraste en este trabajo durante nortes y secas el sitio CT1 presentó concentraciones similares, mientras que para lluvias las concentraciones fueron  $> 2 \mu\text{M}$ .

De la Lanza Espino *et al.* (2006) señalan que las concentraciones de ortofosfatos, en las costas del Caribe Mexicano, pueden ir de lo indetectable, hasta  $2.0\text{-}3.0 \mu\text{M}$  por efecto de escurrimientos a través de las DAS. En este estudio, las concentraciones de ortofosfatos no sobrepasaron ese criterio, pero durante lluvias, C2 y Sh1 presentaron concentraciones de  $1\mu\text{M}$ . Detectar concentraciones que sobrepasen el

límite establecido, sugiere que los sistemas están siendo influenciados por enriquecimientos exógenos, ya que el amonio y los ortofosfatos indican usualmente la presencia de aguas contaminadas.

### **Bioindicadores**

Los valores máximos de isotopos estables en el pasto marino enriquecidos por aguas residuales, observados en Akumal y Tulum, coinciden con el crecimiento turístico observado hasta la fecha. Mientras que, lo registrado en la zona sur (Mahahual-Xahuaxhol) fue propio para zonas de bajo impacto.

Con base a los registros entre 2000-2013, los valores isotópicos en zonas, como Akumal y Tulum, han incrementado. Akumal pasó de 0.30-2.94 ‰ a 5.45 ‰, mientras que Tulum de 2.56-2.80 ‰ a 6.11-6.48 ‰. En zonas como Mahahual, las concentraciones parecen haber disminuido de 3.3 ‰ a 0.64-1.45 ‰ (ver Salazar-Vallejo 2000, Mutchler *et al.* 2007, 2010, Talavera *et al.* 2013, Sánchez *et al.* 2013). Estas observaciones dejan ver como el impacto del crecimiento antropogénico y la influencia de las descargas de aguas residuales locales son las principales fuentes de enriquecimiento de nitrógeno en las zonas como Akumal y Tulum.

A pesar de no detectar enriquecimiento por aguas residuales en la zona sur (Mahahual-Xahuaxhol), la presencia de enterococos fecales durante todos los muestreos y la dominancia de los nematodos alimentadores de superficie, pudieran indicar un posible aumento en la disponibilidad de la materia orgánica. Cabe aclarar que la colecta de los pastos marinos estuvo limitada por el deterioro de los tejidos de éstos y por la ausencia de praderas cercanas a la línea de costa, principalmente en la estación M3, por lo que se colectaron pastos recalados en mal estado, sin embargo, la presencia

de la barrera arrecifal limita la entrada pastos de otros sitios, y se puede inferir que estos continúan siendo parte del área de estudio.

El aporte de N por medio de aguas residuales observado en Akumal puede derivar de varios factores, principalmente el tiempo de recambio de agua, la forma semi-cerrada de la bahía y la permanencia constante de turistas en el área. En siete años, Akumal pasó de recibir 30 mil personas a más de 150 mil al año (SEMARNAT 2015), llegando al límite de la capacidad de carga en el sistema (com. pers. Lizárraga Cubedo, director del CEA).

De forma complementaria, con el análisis de la meiofauna (nortes) se observó un mayor porcentaje de organismos alimentadores de superficie (2A), asociados con arenas medias, sin encontrar un patrón con la distribución de la materia orgánica. Esta dominancia nos indica la alta disponibilidad de alimento (microalgas) en los sedimentos, ya sea por el efecto mecánico del oleaje, que genera la remoción de sedimento, o por la intrusión de aguas cargadas principalmente por compuestos fosfatados a través de las descargas subterráneas, ocasionando florecimientos algales (Escobar *et al.* 2008). Con base en De Jesús-Navarrete y Herrera-Gómez (2002), la composición de nematodos dominada por organismos alimentadores de superficies está relacionada con ambientes eutróficos

Los tipos de alimentadores encontrados en T1 y Ch1 puede explicarse debido a que el tamaño de grano detectado (**Cuadro VI**) facilita una mayor adherencia de partículas orgánicas y posibilita la existencia de una mayor producción algal. La disponibilidad en la variedad de alimento implica una menor competencia por el mismo. Además la heterogeneidad de los sedimentos contribuye a una mayor diversidad.

La determinación y el control de enterococos fecales en áreas de uso recreativo es esencial, ya que estas bacterias pueden sobrevivir al medio marino o dulce e ingresar principalmente por las filtraciones de los tanques sépticos hacia el manto freático, poniendo en riesgo la salud humana. Con base en la NOM-127-SSA-94 (SSA 1994) y NMX-AA-120-SCFI-06 (SCFI 2006), los sitios de la Costa Maya y el Cenote Manatí presentaron valores por arriba del máximo permisible (200 y 100 NMP/100 ml, respectivamente), para aguas de uso recreativo con contacto primario. El detectar la presencia de estas bacterias, indica aportes periódicos de aguas residuales provenientes de filtraciones de fosas sépticas y/o refleja la limitada disponibilidad del tratamiento de aguas residuales. Poniendo en principal riesgo la salud de los usuarios.

### **CONCLUSIONES**

Las variables analizadas ayudaron a determinar la calidad del agua a través de los estándares establecidos por las diferentes normatividades, complementado la información con el análisis de los diferentes bioindicadores. El comportamiento de los parámetros fisicoquímicos e isótopos estables de nitrógeno mostraron un incremento referente a las tendencias registradas por diferentes autores a lo largo de un periodo de 10 años. Infiriendo que la calidad del agua en el Caribe Mexicano se ha deteriorado, principalmente debido al rápido desarrollo turístico y a la limitada infraestructura adecuada para el tratamiento de aguas residuales.

Es importante mencionar, que si bien sólo se realizó una sola toma de datos durante cada temporada, el contraste de los resultados con los obtenidos por diferentes investigaciones son útiles en la determinación del comportamiento temporal.

Como se propuso en un inicio, hacer uso de la salinidad, temperatura y silicatos para ubicar la presencia de las DAS, fue de utilidad. Evidenciando a la Caleta Tankah y Tulum el Pez (nortes).

Sitios costeros como Chávez, Akumal, la costa Maya (Mahahual-Xahuaxhol) y los cenotes Encantado, Xcabel y Manatí requieren atención, ya que el continuo crecimiento turístico, y la detección del incumplimiento de los límites permisibles en ciertas normas, dejan ver que esas zonas están en riesgo.

## REFERENCIAS

- Agraz-Hernández C.M., Noriega-Trejo R., López-Portillo J., Flores-Verdugo F.J. y Jiménez-Zacarías J.J. (2006). Guía de Campo Identificación de los manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, México 45 pp.
- Beddows P.A., Smart P.L., Whitaker F.F., Smith S.L. (2002). Density stratified groundwater circulation on the Caribbean coast of Yucatan peninsula, Mexico. Karst Waters Institute Special Publication 7, 129-134.
- Barange M. y Perry R.I. (2009). Repercusiones físicas y ecológicas del cambio climático en la pesca de captura marina y continental y en la acuicultura. En: Consecuencias del cambio climático para la pesca y la acuicultura: visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científicos (K. Cochrane, C. De Young, D. Soto y T. Bahri Eds.). FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura, N° 530. Roma, FAO. pp. 7-118.
- Barlow P.M. 2003. Ground water in freshwater-saltwater environments of the Atlantic coast. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia. 121 pp.
- Bongers T. y Ferris H. (1998). Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. TREE. 14, 224-228.
- Boufahja F., Hedfi A., Essid N., Aïssa P., Beyrem H. y Mahmoudi E. (2011). Morphometric and energetic differences between nematode feeding groups of Moens, Vincx (1997) and their suitability for environmental biomonitoring. Ekológia (Bratislava) 30, 91-109.
- Buchanan J.B. (1984). Methods for the study of marine benthos. En: Sediment analysis (A. Holme y A.D McIntyre Ed). Blackwell, London, U.K. pp. 41-65.
- Bryant D., Burke L., Mc Manus J.W., Spalding M. (1998). Reefs at Risk. A Map Based

Indicator of threats to the World's Coral Reefs. World Resources Institute, Washington, DC, EUA, 29 pp.

Carrillo Bibriezca L., Ortiz Hernández M.C., Ramírez Manguilar A.M., Zavala Mendoza A., Yescas Corona M.A., González Leija A., Medina Esquilano R., Morales soto R.J., Moreales Guitierrez S., Palacios Hernández E., Sheimbaum J. y Zavala Garay J. (2008). Informe Técnico Final. Estudio de la calidad del agua y dispersión de contaminantes en la zona costera de la Riviera Maya (Playa del Carmen, Quintana Roo). El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo. 122 pp.

Carrillo Bibriezca L., Palacios-Hernández E., Yescas M. y Ramírez-Manguilar A.M. (2009). Spatial and seasonal patterns of salinity in a large and shallow tropical estuary of the western Caribbean. *Estuar Coast.* 32, 906-916. DOI 10.1007/s12237-009-9196-2.

Carruthers T.J., van Tussenbroek B.I. y Dennison W.C. (2005). Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuar Coast. Shelf S.* 64, 191-199. DOI:10.1016/j.ecss.2005.01.015.

CCA. (1989). Criterios Ecológicos de Calidad de Agua. CE-CCA-001-89. Acuerdo en el que se establecen los criterios Ecológicos de Calidad de Agua. Comisión para la Cooperación Ambiental. Diario Oficial de la Federación. 13 de diciembre de 1989.

Chouvelon T., Spitz J., Caurant F., Médez-Fernández P., Chappuis F., Laugier F. y Le Goff E. (2012). Revisiting the use of  $\delta^{15}\text{N}$  in meso-scale studies of marine food webs by considering spatio-temporal variations in stable isotopic signatures, the case of an open ecosystem: The Bay of Biscay (North-East Atlantic). *Prog. Oceanogr.* 10, 92-105.

CONAGUA. (2015). Reporte anual 2015. México, D.F. 30 pp.

Dailer M.L., Knox R.S., Smith J.E., Napier M. y Smith C.M. (2010). Using N values in algal tissue to map locations and potential sources of anthropogenic nutrient inputs on the island of Maui, Hawaii, USA. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 665-671. DOI:10.1016/j.marpolbul.2009.12.021.

Dean J.R. (1974). Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparisons with other methods. *J. Sediment. Petrol.* 14, 242-248.

De Jesús-Navarrete A. y Herrera-Gómez J. (2002). Vertical distribution and feeding types of nematodes from Chetumal Bay, Quintana, Roo, Mexico. *Estuaries* 6, 1131-1137.

De la Laza Espino G., Hernández Pulido S., Penié Rodríguez I. y Gómez Rojas J.C. (2006). Calidad del agua de las playas del municipio de Solidaridad. *Revista de Medio Ambiente Turismo y Sustentabilidad* 2, 25-43.

Durán A.H. (2008). Manual de microtécnicas para nutrientes. El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, México.

Enfield D.B. y Mestas-Nunez A.M. (2000). Global modes of ENSO and non-ENSO SST variability and their associations with climate. En: *El Niño and the Southern Oscillation: multiscale variability and global and regional impacts.* (H.F. Diaz y V. Markgraf Eds). Cambridge, UK, Cambridge University Press. pp. 89-112.

Enterolert. (2013). Defined Substrate Technology, DST and Quanti-Tray are trademarks or registered trademarks of IDEXX Laboratories, Inc. or its affiliates in the United States and/or other countries.

Escobar E., Mass M., Alcocer Durand J., Azpra Romero E., Falcón Álvarez L.I., Gallegos García A., García F.J., García-Oliva F., Jaramillo V., Lecuanda Camacho R., Magaña V., Martínez-Yrizar A., Muhlia V.A., Rodríguez Sobreyra R. y Zavala-Hidalgo J.

(2008). Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas. En: Capital natural de México. (H. Cotler, O. Maser y P. Moreno-Casasola Ed.) CONABIO, México, pp. 161-189.

Freeze R.A. y Cherry J.A. (1979). Groundwater. Prentice Hall, Inc. United State of America. 589 pp.

Hansen H.P. y Koroleff F. (1983). Determination of nutrients. En: Methods of seawater analysis (K. Grasshoff, K. Kremling y M. Ehrhardt Ed.) Wiley Online Library, pp. 159-228. DOI: 10.1002/9783527613984.

Hernández-Terrones L.M., Ortega Camacho D.Y., Nava Ruíz V.M., Sánchez-Navarro R.P. y Iván Penié S. (2013). Reporte Final-Etapa II. Red de monitoreo de calidad de aguas naturales en la microcuenca de Tulum. Segunda etapa. Instrumentación y validación de la red de monitoreo de calidad de agua en los cuerpos naturales de agua continental y marino costero en la microcuenca Tulum. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Unidad de Ciencias del Agua. 37 pp.

Hernández-Terrones L.M., Rebolledo-Vieyra M., Merino-Ibarra M., Soto M., Le-Cossec A. y Monroy-Ríos E. (2011). Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. Water Air Soil Poll. 4, 517-528.

Kennedy A.D. y Jacoby C.A. (1997). Biological indicators of marine environmental health: meiofauna-a neglected benthic component?. Environ. Monit. Assess. 54, 46-68.

König C. (1805). Addition to M. Cavolini's treatise on *Zostera oceanica* L. Ann. Bot. 2, 91-97.

Moens T. y Vincx M. (1997). Observations on the feeding ecology of estuarine nematodes. J. Mar Biol. Ass. U.K. 77, 211-227.

Mutchler T., Dunton K., Townsend-Small A., Fredriksen S. y Rasser M. (2007). Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuar. Coast. Shelf S.* 74, 449-457. DOI:10.1016/j.ecss.2007.04.005

Mutchler T., Mooney R.F., Wallace S., Podsim L., Fredriksen S. y Dunton K.H. (2010). Origins and fate of inorganic Nitrogen from land to costal ocean on the Yucatan península, Mexico. En: *Coastal Lagoons. Critical habitats of environmental change.* (M.J Kennish y H.W. Paerl Ed.). Taylor & Francis Group, Boca Raton, Florida, EUA. pp. 283-305.

National Oceanic and Atmospheric Administration NOAA. 2016. ENSO: Recent evolution, current status and predictions 32 pp.

Null K.A., Knee K.L., Crook E.D., de Sieyes N.R., Rebolledo-Vieyra M., Hernández-Terrones L. y Paytan A. (2014). Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Cont. Shelf Res.* 77, 38-50. DOI: 10.1016/j.csr.2014.01.011.

Perry E., Velázquez-Oliman G. y Marin L. (2002). The hydrogeochemistry of the karst aquifer system of the northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Int. Geol. Rev.* 44, 191-221.

Raz-Guzmán A. y Sánchez-Martínez A. (2001). La biodiversidad de los ambientes estuarinos y marinos de México. *Revista Ciencia Nicolaita* 26, 125-146.

Roldán Pérez G. y Ramírez Restrepo J.J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical.* Universidad de Antioquia. 440 pp.

Samboni-Ruiz N.E., Carvajal-Escobar Y. y Escobar J.C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Rev. Ing. Inv.* 27, 172-181.

Sánchez A., Ortiz-Hernández M.C., Talavera-Sáenz A. y Aguíñiga-García S. (2013). Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean: Implications of anthropogenic development. *Estuar. Coast. S.* 135, 86-93. DOI:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.01.021>.

Salazar-Vallejo, S.I. 2000. Bentos costero del sur del Caribe Mexicano: línea de base para estudios a largo plazo. Reporte Técnico. CONACYT, México.

SCFI. (2001). Norma Mexicana NMX-AA-099-SCFI-2001. Análisis de Agua-Determinación de nitritos en aguas naturales potables, residuales y residuales tratada. Secretaría de comercio y fomento industrial Diario Oficial de la Federación. 27 de noviembre del 2002.

SEDETUR. (2014). Indicadores Turísticos. [en línea] web:<http://192.185.48.194/~argimx/estadisticas/indicadores/2014/Indicadores%20Turísticos%20Septiembre%202014.pdf>. 10/02/15.

SEMARNAT. (2015). Estudio técnico justificativo área de refugio para proteger especies marinas denominada bahía de Akumal, Quintana Roo. pp. 1-41.

SSA. (1994). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Secretaria de Salud. Diario Oficial de la Federación. 30 de noviembre de 1995.

Short F.T. y Wyllie-Echeverria S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environ. Conserv.* 1, 17-27.

Smith S.V., Camacho-Ibar V., Herrera-Silveira J.A., Valdés D., Merino D.M., Buddemeier R.W. (1999). Quantifying groundwater flow using water budgets and multiple conservative tracers. En: Mexican and Central American coastal lagoon

systems: Carbon, Nitrogen, and Phosphorus fluxes (Regional Workshop II) (S.V. Smith, J.I. Marshall Crossland y C.J Crossland Ed.). LOICZ Reports & Studies, Texel, The Netherlands, pp. 96-105.

Strickland J.D.H. y Parsons T.R. (1968). A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res Board Can. Bull. 167, 71-75.

Talavera A.L., Sánchez A., Ortiz C., Aguíñiga S. y Balart E. 2013. Stable nitrogen isotopes in *Thalassia testudinum* on the feeding grounds of green turtles (*Chelonia mydas*) in Akumal, Quintana Roo, Mexico. 33rd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Baltimore, Maryland, USA.

UNEP-WCMC. (2006). In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, UK, pp. 34.

Valle-Levinson A., Mariño-Tapia I., Enriquez C. y Waterhouse A.F. (2011). Tidal variability of salinity and velocity fields related to intense point-source submarine groundwater discharges into the coastal ocean. *Limnol. Oceano.* 4, 1213-1224. DOI:10.4319/lo.2011.56.4.1213.

Varela-Benavides I. (2013). Las comunidades de nemátodos como indicadores ambientales. *Tecnología en Marcha* 31, 30-37.

Vázquez Silva G., Castro Mejía G., González Mora I., Pérez Rodríguez R. y Castro Barrera T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. Universidad Autónoma de México, *Contactos* 60, 41-48.

Wieser T. (1953). Die Beziehung zwischen Mundhohlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marine Nematoden. *Ark. Zool.* 4, 439-484.

## PIE DE FIGURAS

**Figura 1.** Área de estudio, Caribe Mexicano: Riviera Maya, zona norte (Akumal-Tulum) y Costa Maya, zona sur (Mahahual-Xahuaxhol), dentro de la zona norte se incluyeron tres cenotes (cuerpos continentales). A1: Akumal, C1: cenote Manatí, C2: cenote Xcacel, CT1: Caleta Tankah, T1: playa pública Tulum, T2: Tulum el Pez, Sh1: Shambala, Ch1 Chávez, C3: cenote Encantado, M1: Mahahual 1, M2: Mahahual 2, M3: Mahahual 3 y Xh1: Xhahuayxol.

**Figura 2.** Promedio de la acumulación mensual de lluvias para el estado de Quintana Roo, México 2015-2016.

**Figura 3.** Frentes fríos registrados durante 2014-2016 Gráfica obtenida de la Comisión Nacional del Agua, datos de

**Figura 4.** Parámetros fisicoquímicos para las tres temporadas de muestreo. Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), Salinidad (ups), pH, Silicatos ( $\mu\text{M}$ ), Oxígeno Disuelto ( $\text{mg} / \text{L}$ )

**Figura 5.** Concentraciones de Amonio, Nitritos+Nitratos, Fósforo total, Ortofosfatos y Nitrógeno total ( $\mu\text{M}$ ).

**Figura 6.** Proporciones de nemátodos (%) y materia orgánica (MO %).

**Figura 7.** Escalamiento multidimensional. Promedio de nutrientes durante las tres temporadas (2015-2016), aplicando el método de distancias euclidianas.

# FIGURAS Y CUADROS

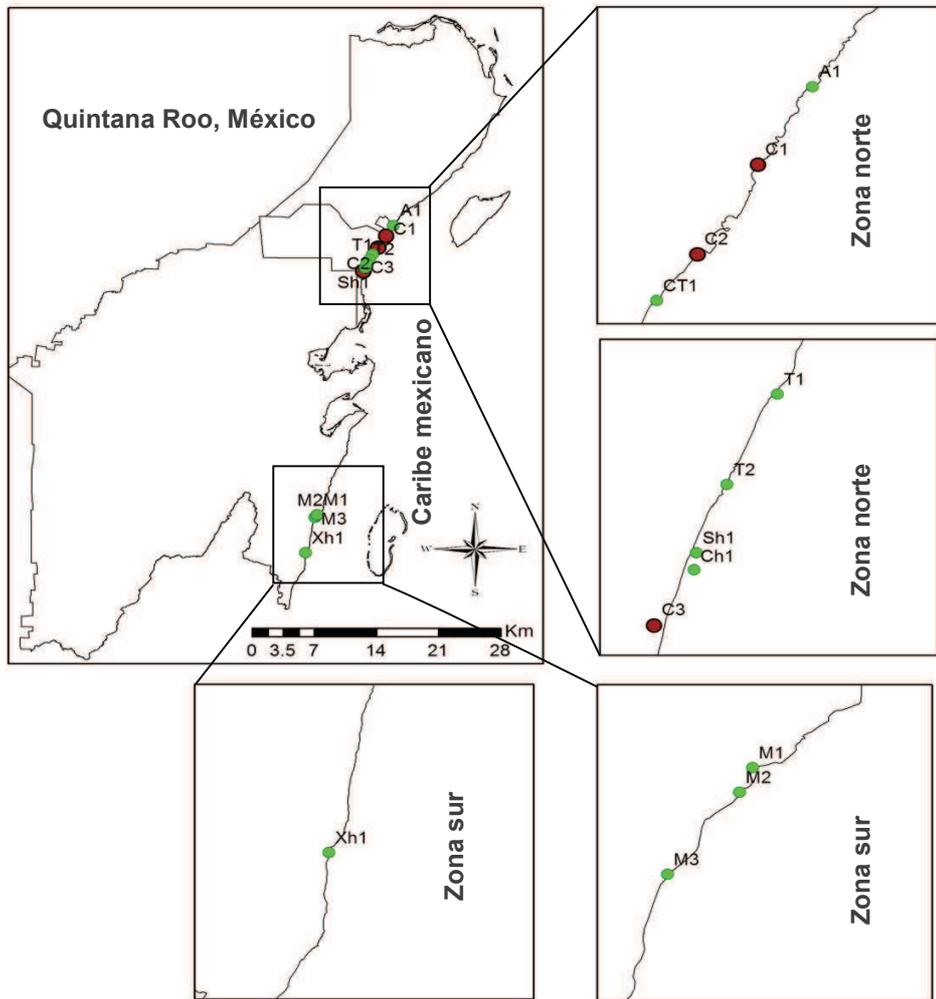


Figura 1.

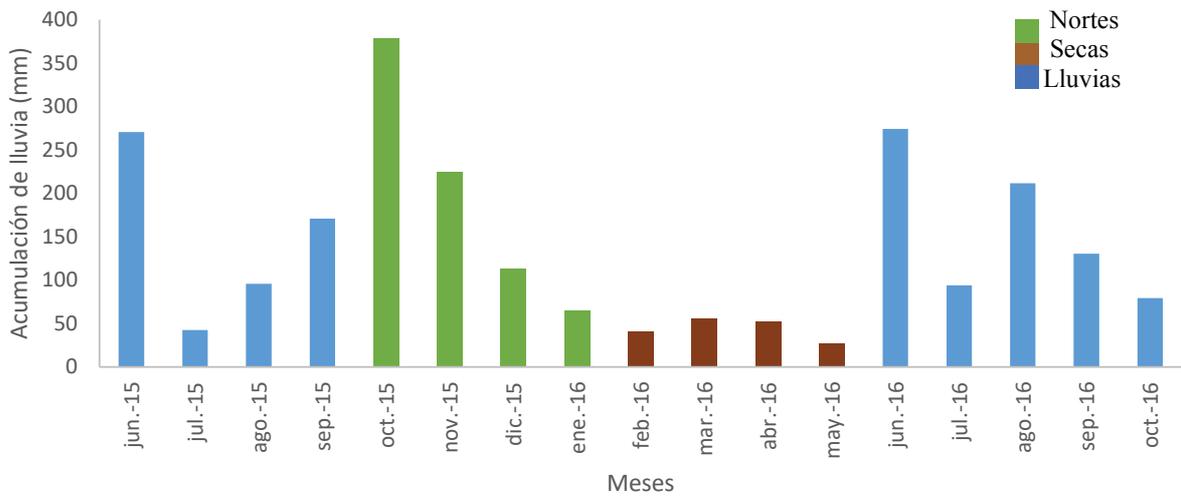


Figura 2.

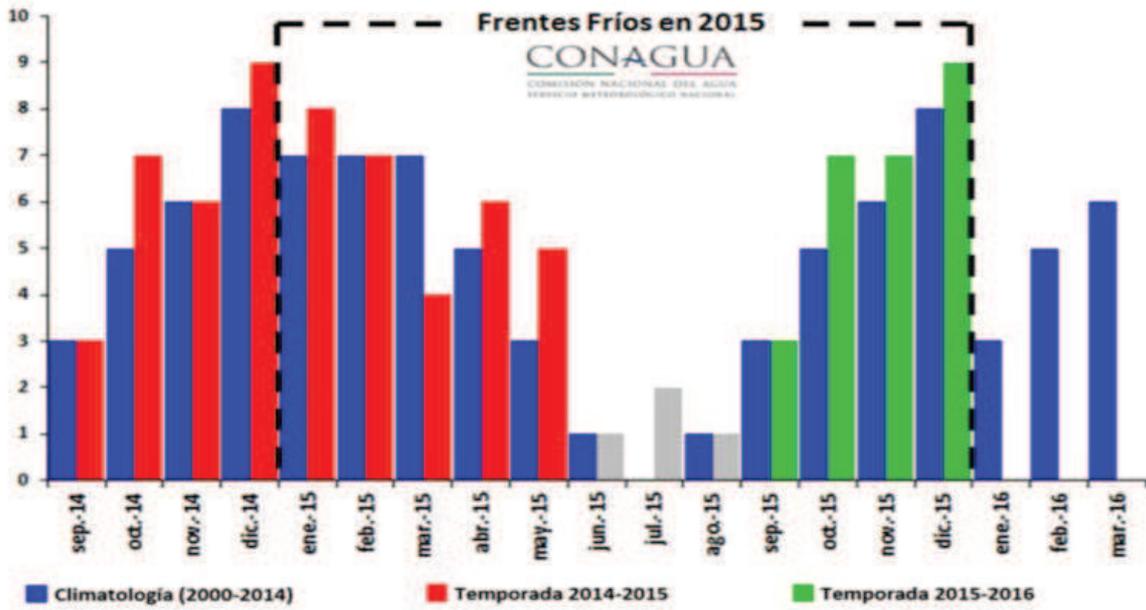


Figura 3.

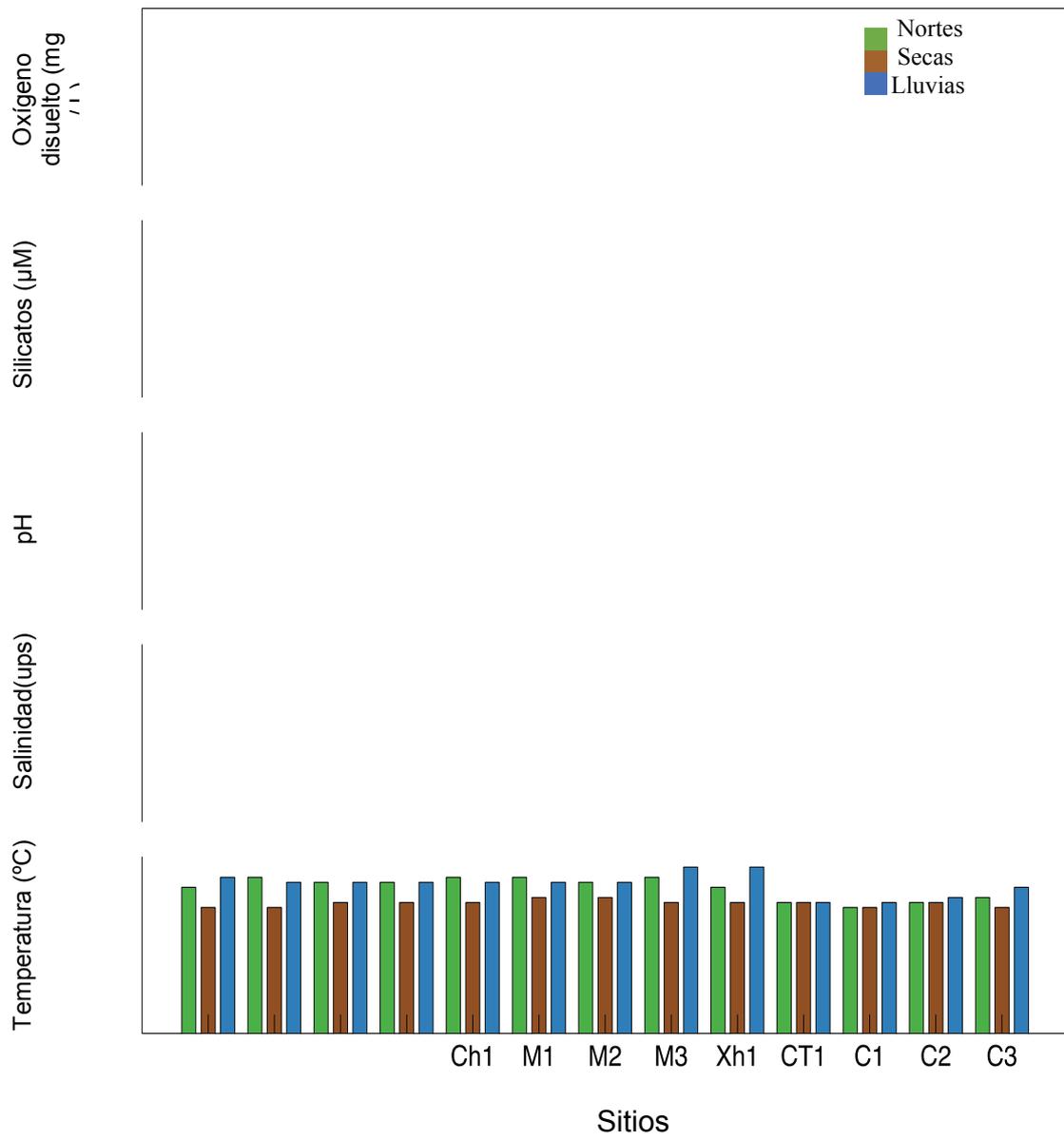


Figura 4.

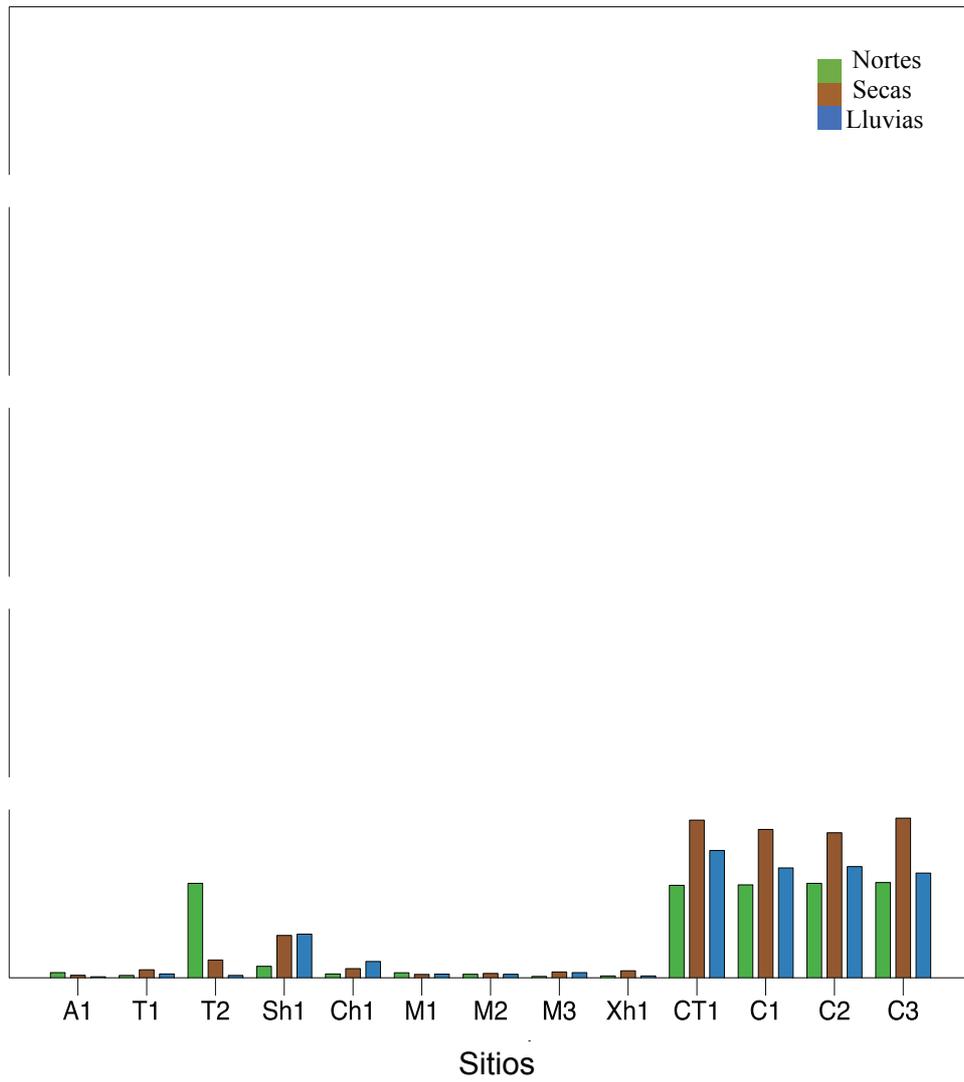
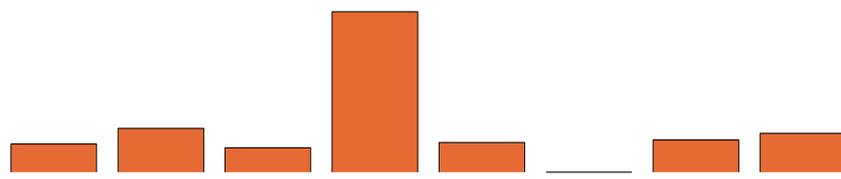
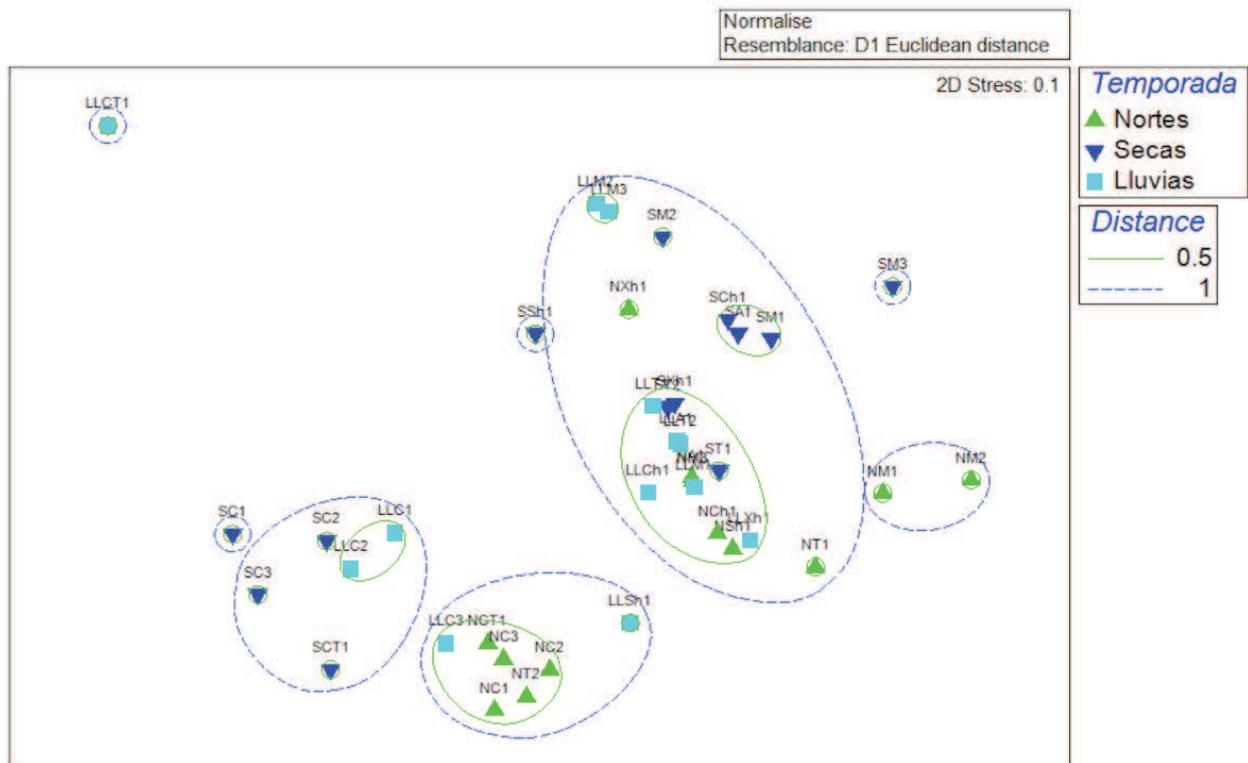


Figura 5.



**Figura 6.**

Sitios



**Figura. 7**

**Cuadro I.** Coordenadas de los sitios de muestreo, tipo de ambiente, claves y grado de impacto antrópico

Sitios	Ambiente	Clave	Grado de impacto antrópico	Coordenadas
Akumal	Costero	A1	Medio	20°23'43.76"N 87°18'47.10"O
Tulum Playa Pública	Costero	T1	Medio	20°11'52.67"N 87°26'70.13"O
Tulum el Pez	Costero	T2	Medio	20°10'18.77"N 87°26'52.96"O
Shambala	Costero	Sh1	Medio	20° 9'80.29"N 87°27'20.92"O
Chávez	Costero	Ch1	Medio	20° 8'50.59"N 87°27'23.17"O
Mahahual 1	Costero	M1	Bajo	18°43'41.06"N 87°41'57.26"O
Mahahual 2	Costero	M2	Bajo	18°43'27.59"N 87°42'30.69"O
Mahahual 3	Costero	M3	Bajo	18°42'42.10"N 87°42'38.90"O
Xahuayxol	Costero	Xh1	Medio	18°30'31.56"N 87°45'33.21"O
Caleta Tankah	Costero	CT1	Medio	20°13'51.98"N 87°25'60.92"O
Cenote X-cacel	Continental	C1	Medio	20°20'60.90"N 87°21'00.03"O
Cenote Manatí	Continental	C2	Medio	20°15'59.15"N 87°23'28.50"O
Cenote Encantado	Continental	C3	Medio	20° 7'52.57"N 87°27'59.58"O

**Cuadro II.** Clasificación de sitios por impacto antrópico con base a las concentraciones detectadas de  $\delta^{15}\text{N}$  en *Thalassia testudinum* (Sánchez *et al.* 2013)

Sitio	$\delta^{15}\text{N}$ ‰	Impacto
Cancún	9.8-10.8	Alto
Puerto Morelos	2.4-2.5	Bajo
Bahía Akumal	7.0-7.3	Medio
Tulum	7.6-8.8	Medio
Mahahual	0.2-3.5	Bajo

**Cuadro III.** Normatividad aplicada

Nutrientes/Bacterias	CE-CCA-001-89		NOM-127-SSA-94	NOM-001-ECOL-96	SSA-04 (NMP/100ml)	NMX-AA-120-SCFI-06 (NMP/100ml)
	Vida acuática marina / dulce(mg/L)	Fuente agua potable (mg/L)	Fuente agua potable (mg/L)	(mg/L)		
Nitratos	0.04 / -	5	10	-	-	-
Nitrógeno total	-	-	-	15	-	-
Fósforo total	-	-	-	5	-	-
Nitritos	0.002 / -	0.05	0.05	-	-	-
Amonio	0.01 / 0.06	-	-	-	-	-
Ortofosfatos	0.002 / 0.025	0.1	-	-	-	-
Enterococos fecales	-	-	-	-	200	100
OD	5 / 5	4	-	-	-	-

**Cuadro IV.** Rangos de los parámetros fisicoquímicos, por temporada y ambiente, periodo de muestreo 2015-2016.

Costero/Continental	Nortes		Secas		Lluvias	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Temperatura (°C)	29	31	25	27	30	33
Salinidad (ups)	37	40	33	40	35	40
OD (mg/L)	4.1	12.4	2.5	10.8	8	10.7
Conductividad (mohm)	56	59	54	81	53	71
pH	7	9	8.1	9.5	8.3	9.2
Temperatura (°C)	25	27	25	26	26	29
Salinidad (ups)	5	14	6	17	0	11
OD (mg/L)	1.7	3	1.5	2.6	1.6	5.5
Conductividad (mohm)	9	23	10	26	6	19
pH	7.6	7.8	7.9	8.2	7.5	8

**Cuadro V.** Valores  $\delta^{15}\text{N}$  en el pasto marino *Thalassia testudinum*. Nombres y ubicaciones de los sitios Cuadro I

<b>Sitios</b>	<b>Nortes ‰</b>	<b>Secas ‰</b>	<b>Lluvias ‰</b>
A1	<b>5.45</b>	-	2.42
T1	-	4.62	-
T2	<b>4.76</b>	<b>6.11</b>	<b>6.48</b>
Sh1	-	-	4.15
M1	-	0.37	-
M2	1.45	0.72	4.4
M3	0.64	1.1	-
Xh1	0.36	0.95	2.27

**Cuadro VI.** Textura de sedimentos en los sitios de muestreo. Nombres y ubicaciones en el Cuadro I

<b>Sitio</b>	<b>Tipo de sedimento</b>
A1	arena muy fina
T1	arena moderada
T2	arena muy fina
Sh1	arena media
Ch1	arena muy fina
M3	arena muy fina
Xh1	arena muy fina

**Cuadro VII** NMP/100 ml Enterococos Fecales en los sitios de muestreo. Nombres y ubicaciones en el Cuadro I

<b>Sitios</b>	<b>Nortes</b>	<b>Secas</b>	<b>Lluvias</b>
A1	0	<1	<1
T1	0	<1	<1
T2	0	<1	<1
Sh1	0	<1	<1
Ch1	0	<1	<1
M1	160.1	<1	20.5
M2	40	<1	30.1
M3	410	310.6	50.7
Xh1	60.55	40.6	180.6
CT1	10.5	10.5	30.05
C1	0	50.2	10.5
C2	170.2	1	20
C3	1	<1	<1

**Cuadro VIII.** Análisis multivariante de permutación de la varianza PERMANOVA  
p(<0.05)

	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique- perms
Temporada	2	14.89	7.45	4.35	<b>0.002</b>	1000
Sitos	12	235.57	19.63	11.47	<b>0.001</b>	1000
Te x Si	24	80.02	3.33	1.95	0.003	1000
Res	78	133.52	1.71			
Total	116	464.00				

**Cuadro IX** Prueba de pares (Pair-Wise test)

Grupos	t	P(perm)	Unique- perms
Nortes, Secas	2.3904	<b>0.002</b>	999
Nortes, Lluvias	1.6091	0.0749	1000
Secas, Lluvias	2.1205	<b>0.013</b>	999

**Cuadro X.** Análisis de correlación múltiple Temporada de Nortes-sitios costeros

	Salinidad	OD	Tem.	Con.	pH	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	FT	Si	Enterococos
Salinidad	1									
OD	-0.203	1.000								
Tem.	-0.200	0.574	1.000							
Con.	<b>0.783</b>	-0.029	-0.179	1.000						
pH	-0.062	0.581	0.096	0.275	1.000					
NH <sub>4</sub>	-0.348	-0.030	0.322	-0.536	-0.465	1.000				
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.090	0.526	-0.114	0.413	0.446	-0.266	1.000			
FT	0.153	<b>-0.818</b>	-0.586	0.106	<b>-0.702</b>	-0.045	-0.355	1.000		
Si	0.050	0.515	-0.096	0.388	0.418	-0.190	<b>0.996</b>	-0.345	1.000	
Enterococos	-0.058	0.072	0.391	-0.216	<b>-0.659</b>	<b>0.662</b>	-0.244	0.237	-0.198	1.000

**Cuadro XI.** Análisis de correlación múltiple Temporada de Secas-sitios costeros

	Salinidad	OD	Tem.	Con.	pH	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	FT	Si	Enterococos
Salinidad	1									
OD	-0.404	1								
Tem.	0.000	-0.280	1							
Con.	0.562	<b>-0.695</b>	0.590	1						
pH	-0.213	<b>0.731</b>	<b>-0.613</b>	<b>-0.909</b>	1					
NH <sub>4</sub>	0.362	-0.331	0.002	0.152	-0.118	1				

NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	<b>-0.984</b>	0.405	-0.037	<b>-0.607</b>	0.255	-0.291	1			
FT	-0.433	0.044	0.524	0.009	-0.158	-0.004	0.358	1		
Si	<b>-0.979</b>	0.422	0.025	<b>-0.607</b>	0.271	-0.211	<b>0.984</b>	0.476	1	
Enterococos	0.185	-0.459	0.000	0.449	-0.502	0.596	-0.178	-0.198	-0.154	1

**Cuadro XII.** Análisis de correlación múltiple Temporada de Lluvias-sitios costeros

	Salinidad	OD	Tem.	Con.	pH	NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	FT	Si	Enterococos
Salinidad	1									
OD	0.447	1								
Tem.	0.224	<b>0.660</b>	1							
Con.	<b>0.647</b>	0.326	-0.041	1						
pH	<b>0.680</b>	<b>0.634</b>	0.572	<b>0.601</b>	1					
NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	-	-	-	-	-	1				
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	<b>-0.944</b>	<b>-0.637</b>	-0.288	<b>-0.683</b>	<b>-0.752</b>	-	1			
FT	0.462	0.109	0.144	0.073	0.453	-	-0.453	1		
Si	<b>-0.896</b>	<b>-0.643</b>	-0.370	<b>-0.654</b>	<b>-0.755</b>	-	<b>0.979</b>	-0.497	1	
Enterococos	0.205	0.545	<b>0.785</b>	0.072	<b>0.650</b>	-	-0.278	-0.130	-0.295	1

**Cuadro XIII.** Análisis de correlación múltiple Temporada de Nortes-sitios continentales

	Salinidad	OD	Tem.	Con.	pH	NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	FT	Si	Enterococos
Salinidad	1									
OD	-0.072	1								
Tem.	0.185	<b>0.846</b>	1							
Con.	<b>1.000</b>	-0.063	0.180	1						
pH	<b>-0.806</b>	<b>0.611</b>	0.426	<b>-0.806</b>	1					
NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	-	-	-	-	-	1				
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	<b>-0.857</b>	0.575	0.299	<b>-0.853</b>	<b>0.982</b>	-	1			
FT	0.167	-0.082	0.435	0.140	0.030	-	-0.150	1		
Si	<b>0.919</b>	0.326	0.505	<b>0.923</b>	-0.525	-	-0.585	0.117	1	
Enterococos	0.546	-0.486	0.050	0.523	-0.542	-	<b>-0.677</b>	<b>0.819</b>	0.319	1

**Cuadro XIV.** Análisis de correlación múltiple Temporada de Secas-sitios continentales

	Salinidad	OD	Tem.	Con.	pH	NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	FT	Si	Enterococos
Salinidad	1									
OD	0.456	1								
Tem.	<b>0.970</b>	0.278	1							
Con.	<b>0.997</b>	0.439	<b>0.983</b>	1						
pH	-0.530	0.025	-0.447	-0.472	1					

NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	<b>0.747</b>	<b>0.610</b>	0.577	<b>0.693</b>	<b>-0.775</b>	1				
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-0.007	0.388	0.051	0.056	<b>0.848</b>	-0.404	1			
FT	<b>-0.788</b>	0.041	<b>-0.913</b>	<b>-0.826</b>	0.220	-0.204	-0.174	1		
Si	<b>0.698</b>	<b>0.936</b>	0.522	<b>0.670</b>	-0.302	<b>0.836</b>	0.141	-0.163	1	
Enterococos	-0.387	<b>-0.782</b>	-0.346	-0.422	-0.492	-0.127	<b>-0.855</b>	0.260	-0.632	1

**Cuadro XV.** Análisis de correlación múltiple Temporada de Lluvias-sitios continentales

	Salinidad	OD	Tem.	Con.	pH	NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	FT	Si	Enterococos
Salinidad	1									
OD	-0.125	1								
Tem.	-0.484	<b>0.869</b>	1							
Con.	0.538	-0.077	0.000	1						
pH	-0.445	<b>0.922</b>	<b>0.990</b>	-0.081	1					
NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	-0.249	-0.443	0.000	0.581	-0.140	1				
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-0.148	<b>-0.684</b>	-0.286	0.509	-0.417	<b>0.957</b>	1			
FT	0.083	<b>-0.840</b>	-0.548	0.511	<b>-0.660</b>	<b>0.836</b>	<b>0.954</b>	1		
Si	-0.562	<b>-0.615</b>	-0.146	0.089	-0.264	<b>0.853</b>	<b>0.887</b>	<b>0.778</b>	1	
Enterococos	<b>0.780</b>	<b>-0.709</b>	<b>-0.845</b>	0.517	<b>-0.864</b>	0.191	0.395	<b>0.638</b>	0.036	1

### **Capítulo 3 Conclusiones**

Las variables analizadas ayudaron a determinar la calidad del agua a través de los estándares establecidos por las diferentes normatividades, complementado la información con el análisis de los diferentes bioindicadores. El comportamiento de los parámetros fisicoquímicos e isótopos estables de nitrógeno mostraron un incremento referente a las tendencias registradas por diferentes autores a lo largo de un periodo de 10 años. Infiriendo que la calidad del agua en el Caribe Mexicano se ha deteriorado, principalmente debido al rápido desarrollo turístico y a la limitada infraestructura adecuada para el tratamiento de aguas residuales.

Es importante mencionar, que si bien sólo se realizó una sola toma de datos durante cada temporada, el contraste de los resultados con los obtenidos por diferentes investigaciones son útiles en la determinación del comportamiento temporal.

Como se propuso en un inicio, hacer uso de la salinidad, temperatura y silicatos para ubicar la presencia de las DAS, fue de utilidad. Evidenciando a la Caleta Tankah y Tulum el Pez (nortes).

Sitios costeros como Chávez, Akumal, la costa Maya (Mahahual-Xahuaxhol) y los cenotes Encantado, Xcacel y Manatí requieren atención, ya que el continuo crecimiento turístico, y la detección del incumplimiento de los límites permisibles en ciertas normas, dejan ver que esas zonas están en riesgo.

## Literatura Citada

- Beddows PA, Smart PL, Whitaker FF, Smith SL. 2002. Density stratified groundwater circulation on the Caribbean coast of Yucatan peninsula, Mexico Karst Waters. Institute Special Publication. 7, 129-134
- Bongers T y Ferris H. 1998. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. TREE. 14, 224-228.
- Børgesen F. 1914. The marine algae of the Danish West Indies. Part 2. Phaeophyceae. Dansk. Bot. Ark. 2, 1-68
- Boufahja F, Hedfi A, Essid N, Aïssa P, Beyrem H y Mahmoudi E. 2011. Morphometric and energetic differences between nematode feeding groups of Moens, Vincx (1997) and their suitability for environmental biomonitoring. Ekológia (Bratislava). 30, 91-109.
- Carruthers TJ, Van Tussenbroek BI y Dennison WC. 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. Estuar Coast. Shelf S. 64, 191-199.
- CONAGUA. 2015. Reporte Anual 2015. Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional, México, 30 p.
- Chouvelon T, Spitz J, Caurant F, Mèndez-Fernandez P, Chappuis F, Laugier F y Le Goff E. 2012. Revisiting the use of  $\delta^{15}\text{N}$  in meso-scale studies of marine food webs by considering spatio-temporal variations in stable isotopic signatures, the case of an open ecosystem: The Bay of Biscay (North-East Atlantic). Prog. Oceanogr. 10, 92-105.
- Dailer ML, Knox RS, Smith JE, Napier M. y Smith CM. 2010. Using N values in algal tissue to map locations and potential sources of anthropogenic nutrient inputs on the island of Maui, Hawaii, USA. Mar. Pollut. Bull. 60, 665-671.
- Gaillon B. 1828. Résumé méthodique des classifications des Thalassiphytes. Dictionnaire des Sciences Naturelles 53, 350-406.
- Kennedy AD y Jacoby CA. 1997. Biological indicators of marine environmental health: Meiofauna- A neglected benthic component?. Environ. Monit. Assess. 54, 46-68.
- Hernández-Terrones LM, Ortega Camacho D, Nava Ruíz VM, Sánchez-Navarro P e Iván Penié S. 2012. Reporte Etapa I. Red de monitoreo de calidad de aguas

- naturales en la microcuenca de Tulum. Instrumentación y validación de la red de monitorio de calidad de agua en los cuerpos naturales de agua continental y marino costeros en la Microcuenca de Tulum. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Unidad de ciencias del Agua. 31 pp.
- Moens T y Vincx M. 1997. Observations on the feeding ecology of estuarine nematodes. *J. Mar biol. Ass. U.K.* 77, 211-227.
- Mutchler T, Mooney RF, Wallace S, Podsim L, Fredriksen S. y Dunton KH. 2010. Origins and fate of inorganic Nitrogen from land to costal ocean on the Yucatan península, Mexico. En: Kennish MJ y Paerl HW. eds. *Coastal Lagoons. Critical habitats of environmental change.* (Taylor & Francis Group, Boca Raton, Florida, EUA. p. 283-305.
- Null KA, Knee KL, Crook ED, de Sieyes NR, Rebolledo-Vieyra M, Hernández-Terrones L y Paytan A. 2014. Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Cont. Shelf Res.* 77, 38-50. DOI: 10.1016/j.csr.2014.01.011.
- Perry E, Velázquez-Oliman G y Marin L. 2002. The hydrogeochemistry of the karst aquifer system of the northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Int. Geol. Rev.* 44, 191-221.
- Samboni-Ruiz NE, Carvajal-Escobar Y y Escobar JC. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Rev. Ing. Inv.* 27, 172-181.
- Smith SV, Camacho-Ibar V, Herrera-Silveira JA, Valdes D, Merino DM, Buddemeier RW. 1999. Quantifying groundwater flow using water budgets and multiple conservative tracers. En: Smith SV, Marshall Crossland JI, Crossland CJ. eds. *Mexican and Central American coastal lagoon systems: Carbon, Nitrogen, and Phosphorus fluxes (Regional Workshop II).* LOICZ Reports & Studies, Texel, The Netherlands, p. 96-105.
- Universidad del Valle. 2005. Algas como indicadores de contaminación. 164 pp.
- Valle-Levinson A, Mariño-Tapia I, Enriquez C y Waterhouse AF. 2011. Tidal variability of salinity and velocity fields related to intense point-source submarine groundwater discharges into the coastal ocean. *Limnol. Oceano.* 4, 1213-1224.

- Varela-Benavides I. 2013. Las comunidades de nemátodos como indicadores ambientales. *Tecnología en Marcha*. 31, 30-37.
- Vázquez Silva G, Castro Mejía G, González Mora I, Pérez Rodríguez R y Castro Barrera T. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *Universidad Autónoma de México, Contactos*. 60, 41-48.
- Velázquez-Oliman G y Marin L. 2002. The Hydrogeochemistry of the Karst Aquifer System of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. International Geology Review*. 44, 191-221.
- Wieser T. 1953. Die Beziehung zwischen Mundhohlengestalt, Ernährungswaisw und Vorkommen bei freilebenden marine Nematoden. *Ark. Zool*. 4, 439-484.