



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas



**VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL EN $\delta^{15}\text{N}$ DE
Thalassia testudinum EN EL CARIBE MEXICANO:
INDICADOR DE IMPACTO ANTROPOGÉNICO**

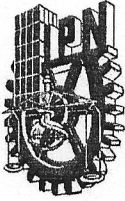
TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

M. en C. DILIAN NOEMI ANGUAS CABRERA

LA PAZ, B.C.S., JUNIO DE 2019.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 21 del mes de Mayo del 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

"VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL EN $\delta^{15}N$ DE *Thalassia testudinum*
EN EL CARIBE MEXICANO: INDICADOR DE IMPACTO ANTROPOGÉNICO"

Presentada por el alumno:

<u>ANGUAS</u> Apellido paterno	<u>CABRERA</u> materno	<u>DILIAN NOEMÍ</u> nombre(s)
Con registro: <u>B 1 4 0 2 7 9</u>		

Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director(a) de Tesis

DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ

DR. SERGIO AGUÍNIGA GARCÍA

DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRÍGUEZ

DRA. ALEJANDRA PIÑÓN GIMATE

DRA. MARÍA CONCEPCIÓN ORTIZ HERNÁNDEZ

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO



I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 04 del mes de Junio del año 2019

El (la) que suscribe M en C. DILIAN NOEMÍ ANGUAS CABRERA Alumno (a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro B140279 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL EN $\delta^{15}\text{N}$ DE *Thalassia testudinum*

EN EL CARIBE MEXICANO: INDICADOR DE IMPACTO ANTROPOGÉNICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: dianguas@yahoo.com - alsanchez@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

M en C. DILIAN NOEMÍ ANGUAS CABRERA

Nombre y firma del alumno

DEDICATORIA

A mis padres: Carlos Anguas y Faby Cabrera por enseñarme a trabajar duro para lograr las metas.

A mis hermanos: Claudia, Carlos, Faby, Edmundo, Conny y Cindy por ser parte importante en mi vida.

A todos los que me apoyaron y creyeron en mí.

“Nada sucede por casualidad, en el fondo las cosas tienen su plan secreto, aunque nosotros no lo entendamos”

Platón

AGRADECIMIENTOS

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), donde se realizó este trabajo de investigación.

A El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) Unidad Chetumal, por permitirme desarrollar parte del trabajo de esta investigación.

Al Dr. Alberto Sánchez González por su dirección, enseñanzas y paciencia, para que en conjunto logramos nuestros objetivos. Gracias por darme la oportunidad de continuar en el apasionante mundo de la investigación científica a través de los apoyos otorgados.

A los investigadores que integraron el comité de tesis: Dr. Sergio Aguñiga García, Dra. Ma. Concepción Ortiz, Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez, a todos ellos por su disponibilidad que siempre tuvieron ante mis dudas. Gracias por las revisiones, críticas, sugerencias y recomendaciones para este trabajo.

Al jurado de examen de grado: Dr. Alberto Sánchez González, Dr. Sergio Aguñiga García, Dra. Ma. Concepción Ortiz, Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez y Dra. Alejandra Piñón Gimete.

A la Dra. Alejandra Piñón Gimete, por compartir sus conocimientos en partes clave de este trabajo de tesis. Por sus sugerencias, comentarios, revisión y consejos que influyeron en mi formación profesional, así como la obtención de la beca BEIFI. Estoy infinitamente agradecida por todo su apoyo tanto en lo profesional como en lo personal.

A la Dra. Sylvie Dumas por su incondicional apoyo, enseñanzas y consejos.

A la M. en C. Karla Andrea Camacho Cruz, por su gran apoyo en los muestreos.

A los Dres. Janette M. Murillo Jiménez y Enrique H. Nava Sánchez por brindarme el apoyo para el uso de las instalaciones del laboratorio de Geología, así como la obtención de la beca BEIFI.

Al C. Ángel Humberto Ruvalcaba Díaz, técnico del Laboratorio de Espectrometría de Masas CICIMAR-IPN quién apoyó en la realización de los análisis de isotopos estables.

A C. Lucía Susana Cárdenas Chávez y M. en C. José Roberto Aguilera Angulo por su ayuda en el Departamento de Informática , gracias por su paciencia.

Al personal del CICIMAR-IPN que contribuyeron en la elaboración de este trabajo de investigación: Lic. Humberto H. Ceseña Amador, C. César C. Casas Núñez,

M. en C. Indra Álvarez Ramírez, C. Gregoria Hernández Hernández, Lic. Marisol Cruz Vizcaino, Lic. Laura Margarita Pérez Rojas, C. Isadora Retes Arrambidez, C. Ma. De Lourdes Pineda Álvarez, Lic. Adriana Toledo Acosta, Lic. Gabriela Faviola García Gallegos, Lic. Rocío Mendoza Ramírez, M. en C. Bertha Liduvina Del Espíritu Santo Perezgómez Álvarez, Dr. Silverio López López, Lic. Mireya Guadalupe Lucero Romero, M.A. Sergio Renato Ortiz Zambrano, Lic. Paulina Araceli García González, Lic. María Magdalena Mendoza Tlapa, C. Maricela Calderón Castro y a la C. Margarita Vargas Velázquez.

A la M. en C. María Soledad Cota Meza por el apoyo brindado en el laboratorio de Química, para la implementación de la técnica de determinación de fósforo por azul de molibdeno.

Agradezco a la Dra. Griselda M. Rodríguez Figueroa, M. en C. Sonia Futema Jiménez, M. en C. Víctor Carrasco Chávez y a la IBQ. Oralia Arce Osuna por sus recomendaciones y facilidades en el trabajo de laboratorio de Química Marina.

A todos mis amigos, por su incondicional apoyo, paciencia, vivencias y por el tiempo que compartimos durante mi estadía durante estos años en el CICIMAR: Alejandra Piñón, Sylvie Dumas, Indra Álvarez, Irán Juárez, Juan Carlos Padilla y su esposa Nory, Jaime Antonio, Karla Camacho, Casandra Gutiérrez Gálvez, Oralia Arce, Pablo Mayo y LuzMa García.

¡¡¡¡ Millones de gracias ¡¡¡¡



Thalassia testudinum

VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL EN $\delta^{15}\text{N}$ DE *Thalassia testudinum* EN
EL CARIBE MEXICANO: INDICADOR DE IMPACTO ANTROPOGÉNICO

Presentada por:

M. en C. DILIAN NOEMI ANGUAS CABRERA

Este trabajo fue apoyado por:

Proyecto: **SIP-IPN 20140132 y 20150355** “Geoquímica de sedimentos en la Bahía de La Paz”. Dirigido por: Dr. Alberto Sánchez González.

Proyecto **SIP-IPN 20164779** “Las praderas de pastos marinos como bioindicadores de la salud ambiental en el litoral de Quintana Roo”. Dirigido por: Dr. Alberto Sánchez González.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	iii
LISTA DE TABLAS	v
GLOSARIO	vi
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
2.1. Nutrientes en la columna de agua	3
2.2. Influencia de los nutrientes en los pastos marinos, derivados de las descargas de materia orgánica en los pastos marinos (Natural y/o antropogénica)	9
2.3. Aguas subterráneas	11
2.4. Problemática de las fosas sépticas	12
3. JUSTIFICACIÓN	14
4. HIPÓTESIS	15
5. OBJETIVO GENERAL	15
5.1. Objetivos Particulares	15
6. ÁREA DE ESTUDIO	16
6.1. Laguna Nichupté	21
6.2. Puerto Morelos	22
6.3. Laguna Arrecifal Akumal	23
7. MATERIALES Y MÉTODOS	24
7.1. Nitrógeno elemental e Isótopos estables de nitrógeno	25
7.2. Nutrientes (Fósforo)	25
8. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	26
9. RESULTADOS	28

9.1. Contenido de nitrógeno en tejido de <i>T. testudinum</i>	28
9.1.2. Contenido de nitrógeno en tejido de <i>T. testudinum</i> por época secas y lluvias	28
9.1.2.1. Laguna de Nichupté	29
9.1.2.2. Puerto Morelos	30
9.1.2.3. Laguna Arrecifal Akumal	31
9.2. Contenido de fósforo en tejido de <i>T. testudinum</i>	32
9.2.1. Contenido de Fósforo en tejido de <i>T. testudinum</i> (secas y lluvias) 33	
9.2.1.1. Laguna Nichupté	33
9.2.1.2. Puerto Morelos	34
9.2.1.3. Laguna Arrecifal Akumal	35
9.3. Razón N:P en tejido de <i>T. testudinum</i>	36
9.3.1 Razón N:P en tejido de <i>T. testudinum</i> durante secas y lluvias	37
9.3.1.1. Laguna Nichupté	38
9.3.1.2. Puerto Morelos	39
9.3.1.3. Laguna Arrecifal Akumal	40
9.4. Isótopos estables de nitrógeno en tejido de <i>T. testudinum</i>	41
9.4.1. Isótopos estables de nitrógeno en tejido de <i>T. testudinum</i> en secas y lluvias	42
9.4.1.1. Laguna Nichupté	42
9.4.1.2. Puerto Morelos	43
9.4.1.3. Laguna Arrecifal Akumal	44
9.5. Análisis de similitud en tres lagunas a través de los años (2010-2016)	45
10. DISCUSIÓN	47
10.1. Composición elemental de N y P en la Laguna Nichupté, Puerto Morelos y Laguna Arrecifal Akumal	47
10.2. Razón N:P en la Laguna Nichupté, Puerto Morelos y Laguna Arrecifal Akumal	50
10.3. Isótopos estables de nitrógeno en la Laguna Nichupté, Puerto Morelos y Laguna Arrecifal Akumal	51
10.4. Pastos Marinos como trazadores ecológicos y ambientales	56
12. REFERENCIAS	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Precipitación promedio (mm por año) de 2001 a 2017 en el estado de Quintana Roo.....	18
Figura 2. Área de estudio y recolecta de muestras de <i>T. testudinum</i> (puntos negros). (A) Laguna Nichupté, Cancún, (B) Puerto Morelos y (C) Laguna Arrecifal Akumal.....	19
Figura 3. Porcentaje de nitrógeno (%) en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 109) en la Laguna Nichupté, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	29
Figura 4. Porcentaje de nitrógeno (%) en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 88) de Puerto Morelos durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	30
Figura 5. Porcentaje de nitrógeno (%) en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 51) de la Laguna Arrecifal Akumal durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	31
Figura 6. Porcentaje de fósforo en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 109) para Laguna Nichupté, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	34
Figura 7. Porcentaje de fósforo en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 88) en Puerto Morelos, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	35
Figura 8. Porcentaje de fósforo en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 51) en Laguna Arrecifal Akumal, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	36
Figura 9. Razón N:P en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 109) en Laguna Nichupté, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	38
Figura 10. Razón N:P en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 88) en Puerto Morelos, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	39
Figura 11. Razón N:P en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 51) en la Laguna Arrecifal Akumal, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	40

Figura 12. Señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 109) en Laguna Nichupté durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	43
Figura 13. Señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 88) en Puerto Morelos durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	44
Figura 14. Señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) en hojas de <i>T. testudinum</i> (n= 51) en Laguna Arrecifal Akumal durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).....	45
Figura 15. Análisis multivariante (MDS) (Similitud de Bray Curtis) entre localidades en función a épocas de secas (S) y lluvias (L) a través del tiempo.....	46

LISTA DE TABLAS

Tabla I. Aportaciones de nitrógeno y fósforo por fuentes antropogénicas en la zona costera.....	4
Tabla II. Crecimiento población de México y la Península de Yucatán, durante los años 1950, 2000 y 2010.....	5
Tabla III. Nutrientes en agua, valores promedio \pm desviación estándar en tres sitios del Caribe mexicano en el estado de Quintana Roo.....	6
Tabla IV. Características generales de tres zonas costeras de Quintana Roo elegidas para este estudio.....	20
Tabla V. Número de muestras (n=248) de <i>T. testudinum</i> recolectadas durante los años 2010 a 2016 en tres localidades de Quintana Roo.....	24
Tabla VI. Valores promedio \pm desviación estándar del contenido de nitrógeno en tejido de <i>T. testudinum</i> (n= 248; % en peso seco) por año en tres localidades de Quintana Roo.....	28
Tabla VII. Valores promedio \pm desviación estándar de fósforo en tejido de <i>T. testudinum</i> (n= 248; % en peso seco) por año en tres localidades de Quintana Roo.....	32
Tabla VIII. Valores promedio \pm desviación estándar calculados de la razón N:P en tejido de <i>T. testudinum</i> (n= 248) por año en tres localidades de Quintana Roo.....	37
Tabla IX. Valores promedios \pm desviación estándar calculados de la razón N:P (n= 248) para las épocas de lluvias y secas en tres localidades de Quintana Roo.....	37
Tabla X. Valores promedios \pm desviación estándar (n= 248) por año de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de <i>T. testudinum</i> en tres localidades de Quintana Roo.....	41
Tabla XI. Valores de isótopos estables \pm desviación estándar ($\delta^{15}\text{N}$ ‰ vs. Aire) en hojas de <i>T. testudinum</i> de varios estudios en la región del Caribe.....	54

GLOSARIO

Acuífero: Una formación geológica que mantiene y produce cantidades utilizables de agua. Los acuíferos pueden ser confinados o no-confinados.

Agua subterránea: La NOM-083-SEMARNAT-2003, la define como el agua que se encuentra en el subsuelo, en formaciones geológicas parcial o totalmente saturadas.

Aguas residuales: Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, agrícolas, pecuarias, domésticas y/o agua de lluvia contaminada por los asentamientos urbanos.

Cuenca hidrográfica: Es una porción del terreno definido, por donde discurren las aguas en forma continua o intermitente hacia un río mayor, un lago o el mar.

$\delta^{15}\text{N}$: Relación isotópica de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ sobre un estándar (N_2 atmosférico), expresado en partes por mil.

Deposición atmosférica: Proceso por el cual sustancias químicas y/o elemento son transferidas de la atmósfera a la superficie de la tierra o cuerpo de agua.

Descarga: Acción de verter, infiltrar, depositar o inyectar aguas residuales a un cuerpo receptor en forma continua, intermitente o fortuita, cuando éste es un bien del dominio público o de la nación.

Fósforo elemental: Elemento químico que forma la base de gran número de compuestos, los más importantes son los fosfatos. En todas las formas de vida, los fosfatos desempeñan un papel esencial en los procesos de transferencia de energía, como el metabolismo, la fotosíntesis, la función nerviosa y la acción muscular.

Indicador: Cualquier entidad biológica, proceso o comunidad cuyas características muestren la presencia de las condiciones ambientales específicas o contaminación.

Isótopo: Átomos del mismo elemento químico con el mismo número atómico (mismo número de protones y electrones), pero con diferente masa atómica (número de neutrones).

Isótopos estables: Estos elementos no sufren decaimiento radioactivo, es decir, no se descomponen de manera espontánea a través del tiempo.

Nitrógeno elemental: Elemento químico perteneciente a la familia de los no metales, de apariencia incolora y forma natural gaseosa. Es un nutriente esencial para los seres vivos, debido que participa en el metabolismo de las plantas y por ende para la productividad de los ecosistemas.

Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID): Este término incluye a las formas inorgánicas reducidas del nitrógeno (e.g., amoníaco y amonio, formas inorgánicas oxidadas (NO_x), ácido nítrico (HNO_3), óxido nitroso y nitratos).

Nitrógeno Total (NT): Incluye a todos los compuestos del nitrógeno, biológicamente, fotoquímicamente y radiactivamente, las cuales incluyen al nitrógeno inorgánico disuelto y a los compuestos orgánicos (urea, aminas, proteína y los ácidos nucleicos).

Nutrientes: Sustancia tomada del ambiente por una célula y que utiliza en reacciones de síntesis de nuevas células y en la producción de energía para realizar sus funciones vitales. El termino es generalmente aplicado para el N y P en aguas residuales, también aplicado a otros elementos esenciales y traza.

Trazador: Sustancias o elementos que se utilizan para identificar los efectos que el hombre ejerce sobre el medio ambiente, así como su origen y extensión.

RESUMEN

Las praderas de pastos marinos se consideran los productores primarios más importantes de aguas someras, siendo vulnerables al impacto antropogénico. *Thalassia testudinum* se considera la especie dominante y abundante en el Caribe Mexicano, habita aguas claras con baja concentración nitrógeno inorgánico disuelto (NID $<1\mu\text{M}$). El exceso de NID por periodos prolongados afecta la estructura de las praderas de pastos, favoreciendo la dominancia de macroalgas, pérdida de biodiversidad y alteración de cadenas tróficas. Para evaluar los aportes de NID se utilizan diferentes estrategias: (1) Inspección visual, (2) Análisis de calidad de agua, y recientemente, (3) Isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en tejidos de plantas. Estos últimos, proveen información de la biodisponibilidad del NID y sus fuentes. En el Caribe mexicano, las aguas residuales pueden ser descargadas en plantas tratadoras o bien inyectadas al subsuelo llegando a las aguas subterráneas o cuerpos costeros, por lo que el aporte de NID estaría disponible para *T. testudinum*. El objetivo del presente estudio es evaluar los cambios espacio temporales de la razón N:P y $\delta^{15}\text{N}$ en hojas de *T. testudinum*, para inferir su uso como indicador de aportes de N de origen antropogénico. El análisis elemental e isotópico de N se llevó a cabo por espectrometría de masas. El fósforo fue determinado con el método de azul de molibdeno. Se recolectaron 248 muestras de *T. testudinum* en 3 sitios con diferente desarrollo turístico de las costas de Quintana Roo, entre 2010 y 2016 durante las temporadas de lluvias y secas. Los valores promedio de la razón N:P fueron mayores durante la temporada de secas que en la temporada de lluvias (Nichupté N:P = 81 vs. 38; Akumal N:P= 50 vs 25 y Puerto Morelos N:P = 47 vs. 26). Los máximos de N:P se correlacionaron positivamente con las localidades con mayor desarrollo turístico indicando que durante la temporada de lluvias el nitrógeno es de origen antropogénico y su efecto se ve reflejado en las hojas de *T. testudinum* en la temporada de secas. Asimismo, los valores promedio del $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* durante la temporada de lluvias para las localidades Cancún (7.59 ± 1.92 ‰), Akumal (3.09 ± 1.4 ‰) y Puerto Morelos (2.94 ± 1.03 ‰), mostraron que en sitios de mayor desarrollo turístico (e.g., Cancún) fueron cercanos al $\delta^{15}\text{N}$ de aguas residuales (+10 a +20 ‰) y el $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* en sitios con menor desarrollo turístico fue similar a la deposición atmosférica (-2 a +4 ‰). Se concluye que evaluar los cambios espacio temporales de la razón N:P y $\delta^{15}\text{N}$ en hojas de *T. testudinum*, es un buen indicador del nitrógeno antropogénico en áreas costeras.

Palabras clave: Pastos marinos, $\delta^{15}\text{N}$, Caribe Mexicano, aguas subterráneas, aguas residuales.

ABSTRACT

Seagrass beds are considered the most important primary producers of shallow waters, being vulnerable to anthropogenic impact. The dominant and abundant species in the Mexican Caribbean is *Thalassia testudinum*, inhabits clear water with low dissolved inorganic nitrogen concentration (DIN <1µM). Prolonged periods with excess of DIN affects the structure of seagrass beds, favoring the dominance of macroalgae, biodiversity loss and trophic chains alteration. Different strategies are used to evaluate the contributions of DIN: (1) Visual inspection, (2) Water quality analysis, and recently, (3) Stable nitrogen isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) in plant tissues, which provide information of the DIN bioavailability and its sources. Wastewaters in the Mexican Caribbean are discharged to groundwater or coastal water bodies, providing DIN for *T. testudinum* where it will be available. The objectives were to evaluate the temporal and spatial changes N:P ratio and $\delta^{15}\text{N}$ *T. testudinum* leaves during the rainy and dry season, to infer its use as a nitrogen indicator of anthropogenic origin contributions. Were collected 248 samples of *T. testudinum* between 2010 and 2016, in 3 locations of Quintana Roo coasts with different tourist development. The phosphorus analysis was performed with the molybdenum blue technique in the Inorganic Chemistry Laboratory, CICIMAR-IPN. The elemental and isotopic analysis of N was performed in a mass spectrometer coupled to an elemental analyzer in the Mass Spectrometry Laboratory, CICIMAR-IPN. The average of ratio values of N:P were higher during the dry vs. rainy season in every location (Nichupté N:P = 81 vs. 38, Akumal N:P = 50 vs. 25 and Puerto Morelos N:P = 47 vs. 26). The results of ratio values N:P shows higher values in the locality with greater tourism development compared to the values obtained in the localities with less tourism development. Therefore, during the rainy season, results indicate there is a greater contribution of anthropogenic origin N and its effect is reflected in the *T. testudinum* leaves during the dry season. Also, average values of $\delta^{15}\text{N}$ in *T. testudinum* during the rainy season determined for Nichupté (7.59 ± 1.92 ‰), Akumal (3.09 ± 1.4 ‰) and Puerto Morelos (2.94 ± 1.03 ‰) localities, shows that in places of higher tourism development (eg, Cancun) were close to the $\delta^{15}\text{N}$ of wastewater (+10 to + 20 ‰) and the $\delta^{15}\text{N}$ in *T. testudinum* in sites with less tourism development was similar to atmospheric deposition (-2 to + 4 ‰).

Key words: Seagrass beds, $\delta^{15}\text{N}$, Mexican Caribbean, groundwater, wastewater.

1. INTRODUCCIÓN

El 40 % de la población mundial está asentada en una franja costera de 100 Km de ancho, que es aproximadamente el 5 % de la superficie terrestre (Hinrichsen, 2011). La población humana asentada en la zona costera ha propiciado el deterioro del ambiente con el incremento en el uso de bienes y servicios y, generalmente, una inapropiada gestión y manejo de los desechos antropogénicos, como por ejemplo las aguas residuales (Cloern, 2001). Las aguas de desecho con deficiente o nulo tratamiento ingresan al mar deteriorando la salud de los ecosistemas al incrementar las concentraciones de nutrientes (principalmente, nitrógeno y fósforo). Esto favorece la proliferación de los productores primarios, manifestándose en la modificación de la calidad del agua (Valiela *et al.*, 1997; Páez-Osuna *et al.*, 2007); este tipo de alteración de la calidad de las aguas costeras se conoce como proceso de eutrofización (NRC, 2000; US-EPA, 2001).

Para evaluar los aportes de nutrientes que llegan a los ambientes marinos someros se utilizan diferentes estrategias que van desde la inspección visual, análisis de calidad de agua (utilizando índices de eutrofización) y la determinación de isótopos estables de carbono y nitrógeno, en particular el $\delta^{15}\text{N}$ del tejido de los productores primarios sumergidos provee información de las fuentes de nutrientes naturales y antropogénicos, con base a la discriminación de los valores isotópicos incorporados en sus tejidos (Lathja y Michener, 1994; Valiela *et al.*, 1997; Constanzo *et al.*, 2001). El análisis isotópico permite estimar el rol biológico por la cantidad y calidad de nutrientes de las aguas subterráneas en el ambiente marino adyacente permitiendo detectar el impacto de aguas residuales en los ecosistemas antes de que ocurran grandes cambios ecológicos (Lapointe *et al.*, 2004).

En la zona costera, las praderas de pastos marinos son ecosistemas que brindan servicios ecosistémicos y su papel ecológico es fundamental y variado, ya que proporcionan alimento, hábitat a una gran variedad de organismos y favorecen una alta productividad costera. Además, sirven de sustrato para la fijación de epibiontes, estabilizan los sedimentos y ayudan a la recirculación de nutrientes, en

conjunto dan forma a la complejidad estructural de estos ecosistemas (Gómez-López *et al.*, 2003).

En el Caribe mexicano se encuentran tres especies de pastos marinos *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*. La especie dominante es *T. testudinum* que forma grandes praderas monoespecíficas o entremezcladas con *S. filiforme* y *H. wrightii* (Díaz *et al.*, 2003).

La concentración elemental de fósforo y nitrógeno reflejan la concentración de nutrientes disponibles en el medio, así mismo la señal isotópica del nitrógeno refleja la fuente de éste. Por lo tanto, es significativo determinar las concentraciones de nutrientes y las señales isotópicas en el tejido de los pastos marinos, lo cual podrá discriminar las fuentes naturales y antropogénicas de los nutrientes a estos ecosistemas del Caribe Mexicano (Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007; Sánchez *et al.*, 2013; Camacho-Cruz *et al.*, 2019).

2. ANTECEDENTES

Los pastos marinos son plantas angiospermas, únicos representantes de este grupo de plantas que han evolucionado para adaptarse a condiciones de inmersión permanente en el medio marino. Las praderas de pastos marinos están extendidas en las zonas costeras de todo el mundo, desde el círculo ártico hasta los trópicos, a excepción de las aguas del Antártico (den Hartog y Phillips, 2001).

La composición y abundancia de los pastos marinos está en función de los factores ambientales como luz, temperatura, salinidad, tipo de sustrato, movimiento del agua (oleaje y corrientes) y nutrientes, entre otros. Sin embargo, dada su distribución en aguas someras, los pastos marinos están en una zona que, a escala global, experimenta un incremento de la población humana, por lo que son particularmente susceptibles a los efectos de las múltiples actividades antropogénicas (Phillips y Durako, 2000). La disminución en la cobertura y distribución de las praderas de pastos, son una consecuencia del crecimiento y concentración de poblaciones a lo largo de las zonas costeras debido al incremento del aporte de nutrientes al sistema (Orth *et al.*, 2006).

2.1. Nutrientes en la columna de agua

Alrededor del mundo investigaciones en diferentes sistemas costeros (Mar Báltico, Mar Negro, Mar Adriático, norte del Golfo de México, Bahía de Chesapeake y Bahía de San Francisco, Bahía de Florida, entre otros) han mostrado que la calidad del agua se ha alterado por el enriquecimiento de nutrientes de origen natural (Hauck *et al.*, 1972; Cloern, 2001; Dell'Anno *et al.*, 2002), así como de origen antropogénico (Rabalias, 1999; Moncheva *et al.*, 2001; Wasmund *et al.*, 2001; Dell'Anno *et al.*, 2002; Penna *et al.*, 2004; Fourqurean *et al.*, 2002, 2003, 2005).

Debido a la sensibilidad de los ecosistemas oligotróficos ante el incremento de las concentraciones de las especies nitrogenadas (0.7 a 5 μM) y fosfatadas (0 a

3 μM) en el ambiente marino, las praderas de pastos marinos son indicadores importantes de la contaminación antropogénica, por ser un reflejo de los aportes de N y P (Hopkinson Jr. y Vallino, 1995; Braga *et al.*, 2000; Costanzo *et al.*, 2001, De la lanza *et al.*, 2006).

Por lo anterior, la capacidad de cada sistema costero para manifestar cambios ante los impactos antropogénicos se muestra en la Tabla I, observando como los efluentes urbanos y agrícolas (fuentes difusas) contribuyen significativamente al aporte de nutrientes (Vollenweider, 1992).

Tabla I. Aportaciones de nitrógeno y fósforo por fuentes antropogénicas en la zona costera.

Fuente	N %	P %
Aguas residuales urbanas	20-40	40-60-(80)
Agroindustria: producción pecuaria, procesamiento de productos, fertilizantes.	40-60-(80)	20-40
Otras: industrias, escurrimientos urbanos, deposición atmosférica.	< 10 - 20	< 5 - 10

Fuente: Vollenweider (1992)

En México los estudios sobre la calidad del agua costera se han convertido en un tema de prioridad para el país (CONAGUA 2015, 2016), debido a que las aguas costeras se contaminan por sustancias derivadas de diferentes fuentes, en especial por efluentes municipales (Páez-Osuna *et al.*, 1998; Aranda-Cirerol, 2001, 2004; Rivera-Arriaga y Villalobos, 2001).

Un punto de suma importancia es el crecimiento poblacional de México. Una de las regiones que llama particularmente la atención por su crecimiento demográfico exponencial es la Península de Yucatán, integrada por los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Tabla II).

Tabla II. Crecimiento población de México y la Península de Yucatán, durante los años 1950, 2000 y 2010 (INEGI, 2001; 2011).

Región	Año/ No. de habitantes		
	1950	2000	2010
México	25,791.017	97,361.711	112,336,538
Campeche	122.098	689.656	822,441
Yucatán	516.899	1,655.707	1,955,577
Quintana Roo	29.967	873.804	1,325,578

En la Península de Yucatán se han realizado pocas investigaciones para determinar el efecto del incremento en las concentraciones de nutrientes en la zona costera en la escala temporal. En general se ha trabajado en la descripción de la dinámica anual de la concentración de nutrientes, y solo algunos autores mencionan la presencia de manifestaciones por alteraciones tróficas asociadas a altas concentraciones de nutrientes (Aranda-Cirerol, 2004; Magaña-Álvarez, 2004; Ayala-Rodríguez, 2008).

De igual manera, en el Caribe mexicano y en específico las costas de Quintana Roo, se han llevado a cabo algunas investigaciones para la determinación de concentraciones de nutrientes en la columna de agua, agua intersticial, aguas subterráneas (Tabla III). También se han comparado las concentraciones de las especies nitrogenadas en diferentes épocas estacionales (Duarte *et al.*, 1995; Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007, 2010; Herrera-Silveira y Morales-Ojeda, 2010; Hernández-Terrones *et al.*, 2011; Carriquiry *et al.*, 2013; Null *et al.*, 2014) y a diferentes distancias de la línea de costa (De la Lanza Espino *et al.*, 2006). Así mismo, se ha determinado el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) (Carruthers *et al.*, 2005; Duarte *et al.*, 1995; Carriquiry *et al.*, 2013) y el nitrógeno total (NT) comparando en una laguna arrecifal estaciones de recolecta con diferentes afluentes de nutrientes (Hernández-Terrones *et al.*, 2011).

Tabla III. Nutrientes en agua, valores promedio \pm desviación estándar en tres sitios del Caribe mexicano en el estado de Quintana Roo.

Sitios	Tipo de agua	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NID	NT	Muestreo	Época	Referencia
Laguna Nichupté	Superficial	8.64	8.56	0.96				secas	Herrera-Silveira y Morales-Ojeda (2010)
	Superficial	11.61	2.08	1.08	14.7		2006	secas	Carriquiry <i>et al.</i> , (2013)
	Superficial	2.94	1.08	0.16	4.18		2007	lluvias	
	Subterránea	9.0 \pm 9.8	233.6 \pm 163.2	21.7 \pm 15.7					
	Subterránea	4.3 \pm 9.4	43.3 \pm 47.3	2.0 \pm 2.9					
	Cerca costa	0.7 \pm 1.4	7.1 \pm 6.2	0.9 \pm 1.0			Noviembre 2009	lluvias	Null <i>et al.</i> , (2014)
	Ojo	7.0 \pm 12.4	1.5 \pm 1.3	0.3 \pm 0.2					
	Costa afuera	0.2 \pm 0.3	1.9 \pm 3.1	0.3 \pm 0.4					
Puerto Morelos	Intersticial				5.5 \pm 1.0				Duarte <i>et al.</i> , (1995)
	Superficial	3.42 \pm 0.61	0.92 \pm 0.19	0.04 \pm 0.01	4.37 \pm 1.7		Marzo 2002	secas	Carruthers <i>et al.</i> , (2005)
	Subterránea	1.20 \pm 0.25	1.57 \pm 0.80	0.07 \pm 0.04	2.83 \pm 0.6				
	Manantiales submarinos	9.7 \pm 1.01	0.16 \pm 0.02	0.06 \pm 0.00		41.0 \pm 1.8	Octubre 2009		
	Laguna arrecifal	0.02 \pm 0.0	0.22 \pm 0.03	0.06 \pm 0.00		27.4 \pm 1.4	Octubre 2009	lluvias	Hernández-Terrones <i>et al.</i> , (2011).

	Mar abierto	0.00±0.00	0.15±0.01	0.05±0.00	22.4±0.7		
	Superficial	0.57	0.28	0.09	0.91	2006	secas
	Superficial	1.58	0.53	0.04	2.15	2007	lluvias
	Subterránea	14.2±4.0	14.3±7.4	0.8±0.6			
	Subterránea	3.8±4.9	316.1±181.3	12.3±0.7		Enero	
	Cerca costa	2.7±1.5	1.6±6.2	0.3±0.2		2009	Null <i>et al.</i> , (2014)
	Ojo	12.5±18.1	1.0±2.3	0.1±0.1			
	Costa afuera	2.7±6.5	0.8±1.1	0.2±0.4			
Bahía Akumal	100 m	15	0.71	14.29			
	50 m	3.57	0.71	20.8		Marzo	secas
	5 m	5	0	7.14		2005	De la Lanza Espino <i>et al.</i> , (2006)
	100 m	0	1.43	11.79			
	50 m	0	0.71	17.75		Agosto	lluvias
	5 m	0	0	5.15		2009	
	Columna	~ 0 a 10	~ 1 a 2.5			Mayo-junio 2005	secas
	Columna	0.0±0.0	1.7±2.2			Junio 2007	secas

*Las unidades están en μM

Las praderas de pastos marinos están caracterizadas por encontrarse en sitios con una concentración $<1 \mu\text{M}$ de nitrógeno inorgánico disuelto en la columna de agua en la Bahía de Florida (Lapointe, 1997). Las concentraciones de nutrientes nitrogenados denotan una gran variabilidad en las localidades del Caribe mexicano. En la mayoría de las localidades y épocas de muestreo de varios estudios, la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto supera este valor de referencia; sin embargo, lo más notable de las concentraciones de nutrientes es la gran variabilidad que se observa entre el mismo nutriente y para la misma época. Por ejemplo, para aguas subterráneas que desembocan en las lagunas costeras, los nitratos presentaron una concentración entre 14 a $316 \mu\text{M}$ en Puerto Morelos en la época de lluvias y de 43 a $233 \mu\text{M}$ para la Laguna Nichupté en la época de secas (Tabla III).

Las concentraciones de nutrientes presentan cambios en la columna de agua, que en consecuencia resultan difíciles de monitorear por las descargas cuasi continuas de agua subterránea que varían con la intensidad de las precipitaciones en el año y entre años (Hernández-Terrones *et al.*, 2011; Null *et al.*, 2015). Estos cambios en la columna de agua pueden afectar la integridad de las praderas de pastos marinos a largo plazo (Yamamuro *et al.*, 2003).

Una de las características de las praderas de pastos marinos es el intervalo de vida de entre 3 y hasta 12 meses de vida en condiciones saludables (Waycott *et al.*, 2006), por lo que sus tejidos pueden estar reflejando las condiciones del ecosistema por un cierto periodo de tiempo. Esta es una de las razones por las que este grupo de productores primarios puede ser considerado como buen trazador ecológico y ambiental del aporte de nutrientes a los cuerpos de agua en esa escala y con un plan continuo de monitoreo.

2.2. Influencia de los nutrientes en los pastos marinos, derivados de las descargas de materia orgánica en los pastos marinos (Natural y/o antropogénica)

Los aportes de nutrientes de tipo natural resultan beneficiosos debido a que incrementan la productividad primaria y en consecuencia la producción pesquera. Sin embargo, el exceso de nutrientes puede ocasionar alteraciones a la estructura y función del ecosistema (García, 2014). Los cambios en la concentración de cada nutriente están en función de diversos factores, entre los que se pueden mencionar:

- 1.- Fuente natural de los nutrientes (deposición atmosférica, lixiviación, escurrimiento superficial y subterráneo, surgencias y erosión costera).
- 2.- Fuente antropogénica (escorrentía de las tierras agrícolas, actividades de engorda de animales, áreas urbanas, fosas sépticas mal diseñadas o con filtraciones, el vertido de aguas residuales y el turismo) (Valiela *et al.*, 1992; NRC, 2000; Páez-Osuna *et al.*, 2007).
- 3.- Magnitud de los aportes de nutrientes.
- 4.- Características hidrográficas (corrientes, tiempo de residencia del cuerpo de agua, surgencias, relieve del suelo marino, entre otras) ya que determinan la susceptibilidad del cuerpo de agua y la respuesta del ecosistema a los aportes de nutrientes (Cloern, 2001; Granel y Gález, 2002).

Las lagunas costeras y los estuarios son ecosistemas muy sensibles a las modificaciones de su entorno, debido al relativo aislamiento con el mar adyacente que limita la circulación y la renovación del agua debido a su morfología ya que están separados por un brazo o una barra de arena (Brito *et al.*, 2012).

Se ha observado que, en la zona costera, las aguas residuales urbanas y el empleo de fertilizantes en la agricultura y jardinería (por ejemplo, campos de golf), constituyen la principal fuente de nitrógeno y fósforo que ocasionan el deterioro de la calidad del agua costera y marina (Boly *et al.*, 1993, Ferreira *et al.*, 2007; Smith, 2003). Esto se observa más acentuado en países en vías de desarrollo donde las

aguas residuales reciben escaso o nulo tratamiento (Nyenje *et al.*, 2010; Vargas-González *et al.*, 2014). También es importante señalar, que el impacto por las plantas de tratamiento de aguas residuales como fuentes puntuales de contaminantes de nutrientes es mayor si su tratamiento es ineficaz, y pueden ocasionar cambios en la hidrología y los bioprocesos en los cuerpos de agua receptores de esos efluentes (Carey *et al.*, 2009).

En México, los cuerpos de agua costeros están sujetos a diversas presiones antropogénicas como pesca, acuicultura, agricultura, minería, turismo y crecimiento urbano, que lo han llevado a desarrollar un alto grado de contaminación (Páez-Osuna *et al.*, 2007; Lara-Lara *et al.*, 2008). Esto puede ocasionar una disminución o pérdida de los servicios ecosistémicos.

Los indicadores generales de calidad del agua muestran que el 73 % de los cuerpos de agua mexicanos están contaminados, y que más del 80 % de las cargas de los centros urbanos e industriales se vierten sin tratamiento previo (CONAGUA, 2012). Desafortunadamente las tendencias de deterioro van en aumento y las medidas tomadas por las agencias gubernamentales para el saneamiento de las aguas nacionales aún son insuficientes (Granel y Gález, 2002). Por ejemplo, el estado de Quintana Roo cuenta con un limitado sistema para el tratamiento de aguas residuales, ocasionando que la mayor parte de la población utilice fosas sépticas (CONAGUA, 2012).

Las praderas de pastos marinos han sido afectadas en su integridad como consecuencia del incremento de la población humana, debido al aumento del aporte de nutrientes a estos ecosistemas, aunado a la extracción directa de los pastos marinos y/o la proliferación de macroalgas que favorecen la sucesión de especies (Orth *et al.*, 2006). En el Caribe mexicano no es la excepción, estudios realizados en el Caribe Mexicano, sobre la influencia de las descargas de nitrógeno antropogénico y su posible impacto en pastos marinos son escasos (Gallegos *et al.*, 1993; van Tussenbrock *et al.*, 1995; Salazar-Vallejo, 2000; Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007, 2010; Sánchez *et al.*, 2013; Talavera *et al.*, 2013).

2.3. Aguas subterráneas

El agua es considerada el recurso natural máspreciado. En las áreas rurales, el agua subterránea es a menudo la única fuente de agua (sin tratar) con una calidad aceptable para el consumo humano. Pero las aguas subterráneas pueden estar contaminadas por desechos domésticos, industriales y agrícolas, incluidos fertilizantes y plaguicidas (Albanis *et al.*, 1998).

La composición química de las aguas subterráneas es controlada por muchos factores que incluyen el estado de especiación química de nutrientes (principalmente, N y P), la precipitación, la intrusión salina, la mineralogía de las cuencas hidrográficas, los acuíferos, el clima y la topografía (Güler *et al.*, 2002).

El estado de Quintana Roo se caracteriza por la presencia de rocas calcáreas que, entre otras cosas, se distinguen por sufrir un proceso altamente dinámico conocido como carstificación, el cual consiste en la disolución de rocas (compuestas de CaCO_3) en presencia de ácido carbónico (H_2CO_3), producto de la reacción entre el bióxido de carbono (CO_2) y el agua (H_2O) (Suárez-Morales y Rivera-Arriaga, 2000). Estas características propician zonas de gran permeabilidad en el subsuelo debido al desarrollo de fracturas y canales por donde se percola rápidamente el agua hacia el acuífero, dando como resultado una limitada existencia de corrientes superficiales (Matthes, 2008; Marín *et al.*, 2001; Schmitter-Soto *et al.*, 2002; Granel y Gález, 2002; Escolero *et al.*, 2002; Perry *et al.*, 2002).

Debido a las características del acuífero, las actividades humanas y la intrusión salina ponen en alto riesgo al acuífero. Por ejemplo, la intrusión de agua salada al aumentar en un 5 % incrementa los cloruros por encima de 250 mg L^{-1} , lo que la hace inadecuada para consumo humano (NOM-89). Además, los solutos disueltos y las propiedades del agua marina podrán modificar el estado oxidativo del nitrógeno, reduciendo u oxidando.

Lo anterior, se puede observar en el desarrollo turístico que ha tenido la ciudad de Cancún en los últimos años. La población se ha incrementado 44 veces desde 1950 hasta 2010 (INEGI, 2011) y de las actividades relacionadas con el

turismo generaron un impacto negativo en la calidad del agua subterránea, debido al incremento de los desechos líquidos que de una manera u otra se ve reflejada en la calidad del agua subterránea de la ciudad (Granel y Gález, 2002).

El deterioro de la calidad del agua es debido a una incorrecta planeación del crecimiento de la población (Cancún), debido a que el sistema de drenaje y/o alcantarillado es deficiente; resultando en el vertimiento de aguas residuales a los sistemas lagunares cercanos.

Lo anterior fue investigado por Granel y Gazel (2002) quienes registraron un deterioro considerable de la calidad del agua del Sistema Lagunar Nichupté y cambios en los gradientes de salinidad, los cuales son modificados por los aportes de agua pluvial y aguas residuales. Parte de estas aguas se percolan al subsuelo y se descargan al Sistema Lagunar.

Los autores mencionan que, de acuerdo con las normas mexicanas, la calidad de agua es aceptable para el uso recreativo. Sin embargo, concluyeron que el desarrollo turístico que ha presentado Cancún en los últimos años ha impactado negativamente la calidad del agua subterránea para consumo humano.

2.4. Problemática de las fosas sépticas

Las aguas domésticas son generalmente colectadas en tanques o fosas sépticas las cuales podrían infiltrarse al manto freático. En muchas ocasiones las aguas residuales son depositadas directamente en el subsuelo y, como una consecuencia de las fracturas y permeabilidad del área, estas se mezclan con las aguas subterráneas lo que contribuye a la contaminación (Hernández-Terrones *et al.*, 2015).

Por ejemplo, en la bahía de Akumal como en muchas otras partes de la Península de Yucatán, el sistema municipal de tratamiento de aguas no es suficiente (Ruiz-Rentería *et al.*, 1998; Roy, 2004). Para esta localidad, las mezclas de nutrientes pueden ser mayores durante tiempos específicos del año, tal como en el

mes de junio que es el inicio de la época de lluvia; con ello las concentraciones de nutrientes se incrementan en las aguas residuales y su descarga ocasiona una mezcla con las aguas subterráneas (Hernández-Terrones *et al.*, 2015).

Los ecosistemas costeros de Akumal están impactados por fuentes antropogénicas de nutrientes, incluyendo fosas sépticas y aguas residuales no tratadas que influyen en el área. En el año 2004, el único método legal para la disposición de aguas residuales era por medio de pozos profundos de inyección a pesar de que era bien conocido que el suelo de roca caliza dejaba filtrar fácilmente estas aguas al manto freático por sus conexiones directas con el mar (mediante grietas) y/o también hacia los ojos de agua (Roy, 2004).

En este estudio se aborda el efecto de las actividades antropogénicas por el aumento en la descarga de aguas residuales (enriquecidas por N y P) hacia la zona costera, y su relación con la señal isotópica de nitrógeno en el pasto marino *Thalassia testudinum* durante las épocas de lluvias y secas de tres sitios con diferente desarrollo turístico de la zona costera de Quintana Roo.

3. JUSTIFICACIÓN

El crecimiento acelerado de la población humana en zonas costeras a nivel mundial ha ocasionado un impacto exponencial (Valiela *et al.*, 1992; NRC, 2000; Lepoint *et al.*, 2004; Páez-Osuna *et al.*, 2007).

La mayoría de los sistemas lagunares de arrecife se caracterizan por la ausencia de ríos y suelos de tipo cárstico, los cuales debido a su alta porosidad permiten la percolación del agua de lluvia. Estas características son particularmente importantes porque, así como el agua se percola rápida y fácilmente al acuífero, también lo hacen toda clase de contaminantes. Entre las principales actividades productivas de la zona se encuentran la industria turística y la urbana, lo anterior, hace suponer que los principales contaminantes son de tipo orgánico (nitrógeno y fósforo). Además, se conoce que el 90 % de las actividades que se desarrollan en el estado no utilizan plantas de tratamiento de aguas residuales y el 10 % que si utilizan son deficientes (Merino *et al.*, 1992; Reyes y Merino, 1991; Herrera-Silveira *et al.*, 2002).

Los nutrientes como el fósforo y nitrógeno son fundamentales para soportar el ecosistema de los pastos marinos y los arrecifes de coral, si estos nutrientes son suministrados en exceso pueden disminuir e incluso modificar estas comunidades (Lamb y Swart, 2008). Los estudios realizados en el Caribe Mexicano sobre la influencia de las descargas de nitrógeno antropogénico y su posible impacto en pastos marinos son escasos, y limitados a la época de secas (Gallegos *et al.*, 1993; van Tussenbrock *et al.*, 1995; Salazar-Vallejo, 2000; Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007, 2010; Sánchez *et al.*, 2013; Talavera *et al.*, 2013).

Por ello, en el presente estudio se tiene como finalidad, identificar el efecto de las actividades antropogénicas por el aumento en la descarga de aguas residuales (enriquecidas en ^{15}N , $\delta^{15}\text{N} > 10 \text{ ‰}$) hacia la zona costera durante las épocas de lluvias y secas, y su relación con la señal isotópica de nitrógeno en el pasto marino *T. testudinum* de tres sitios con diferente número de habitantes y desarrollo turístico de la zona costera de Quintana Roo. Asimismo, servirán como

marco de referencia para comparar los niveles de nutrientes nitrogenados a través de los años en pastos marinos del Caribe Mexicano.

4. HIPÓTESIS

El enriquecimiento de ^{15}N en el tejido del pasto marino *Thalassia testudinum* es indicador del continuo aporte de nitrógeno inorgánico disuelto en aguas residuales y subterráneas.

5. OBJETIVO GENERAL

Determinar la variabilidad de concentraciones de nutrientes e isótopos estables de nitrógeno en el pasto marino *Thalassia testudinum* en tres zonas con diferente desarrollo turístico de la costa de Quintana Roo.

5.1. Objetivos Particulares

5.1.1. Determinar las concentraciones de N y P en tejido de *T. testudinum* de la costa de Quintana Roo, para estimar la influencia de las descargas residuales y subterráneas en la escala espacial.

5.1.2. Determinar la influencia de las descargas residuales y subterráneas en los valores de los isótopos estables de nitrógeno en el tejido de *T. testudinum*.

5.1.3. Evaluar la relación entre N y P, e isótopos estables de nitrógeno en los pastos, para determinar la interacción entre ambos en un mismo sistema.

6. ÁREA DE ESTUDIO

El Caribe Mexicano, ubicado en la costa noreste de la Península de Yucatán es una zona geológicamente constituida de sedimentos carbonatados marinos pertenecientes al Terciario y Cuaternario. Las rocas más antiguas son calizas dolomitizadas, silicificadas y recristalizadas de coloración clara y con delgadas intercalaciones de yeso y margas (EXYCO, 1989). A nivel local, las rocas se presentan en forma de arenas finas, trabajadas por la acción del oleaje y parte de ellas es transportada tierra adentro, dando lugar a la formación de eolinitas interdigitadas con arcillas calcáreas y lodo de manglar, que en su conjunto forman un paquete que se extiende prácticamente a todo lo largo de la costa con un espesor medio de 10 m. Estas rocas y materiales se encuentran descansando sobre calizas permeables de la formación Carrillo Puerto del Terciario (CNA, 1991). El subsuelo está formado por roca calcárea compacta con abundantes conductos de disolución y fallas o fracturas, las cuales no permiten la formación de corrientes superficiales (CNA, 1992).

El Mar Caribe es un mar tropical parcialmente cerrado situado al este de América Central y al norte de América del Sur, cubriendo la superficie de la placa del Caribe. Se le conoce también como mar de las Antillas por estar ubicado al sur y al oeste del arco antillano. En él se encuentra el Sistema Arrecifal Mesoamericano, un ecosistema de aproximadamente 1,000 km de longitud que comprende cuatro países. Inicia en Cabo Catoche, al norte de Quintana Roo, México, recorre todas las costas del Caribe Mexicano, bordea las costas de Belice y Guatemala y finaliza en el complejo Islas de la Bahía/Cayos Cochinos en la costa norte de Honduras. Es único en el hemisferio occidental, siendo considerado el sistema arrecifal de barrera más grande del Mar Caribe y el segundo sistema arrecifal del mundo después de la Gran Barrera Arrecifal Australiana (SEMARNAT, 2010). La región se caracteriza por arrecifes de borde, de barrera y atolones, cayos, islas, humedales costeros, lagunas arrecifales y costeras, praderas de pastos marinos y bosques de manglar.

Desde el punto de vista geológico se considera que la zona del Mar Caribe Mexicano forma parte de la plataforma continental de la Península de Yucatán. (Gómez-Pedrozo, 1987). La plataforma continental es sumamente estrecha llegando a ser aproximadamente de 1 milla náutica en el Canal de Cozumel. Se sabe de la presencia, en algún momento del año, de una zona de surgencias o de afloramiento de las aguas profundas (Merino-Ibarra, 1992).

Al Caribe Mexicano le pertenecen más de 350 km de la segunda barrera arrecifal más grande del mundo (también conocida en una parte como “Gran Arrecife Maya”) y pertenece al “Sistema Arrecifal Mesoamericano”. El tipo de perfil de arrecife que se presenta en casi todo el estado de Quintana Roo, se le conoce como del tipo “bordeante” que se conforma de las siguiente tres zonas: 1) La laguna arrecifal que se forma sobre el canal presenta una profundidad que oscila entre 2 a 8 m, y en su fondo existen pastos marinos donde habita una gran diversidad de fauna marina. 2) La cresta arrecifal es la zona más somera. 3) El arrecife frontal, que es la parte más profunda.

El clima es cálido subhúmedo (Aw1 y Aw2), la temperatura media anual en el estado es de 26 °C, la temperatura máxima promedio es de 33 °C y se presenta en los meses de abril a agosto, la temperatura mínima promedio es de 17 °C durante el mes de enero. El periodo de vientos alisios dominantes es entre febrero y julio, a ese periodo le sigue una época de transición entre julio y septiembre, para dar lugar a la época de “nortes” que dominan en los meses de octubre a enero. Las lluvias son abundantes en los meses de junio a octubre con un promedio anual de 108 días de lluvia perceptibles y 39 de lluvias imperceptibles. La precipitación media estatal es alrededor de 1300 mm anuales y se presenta durante todo el año siendo más abundante en los meses de junio a octubre. Las precipitaciones ocurridas durante los años 2001 a 2017 son presentadas en la Fig. 1 (INEGI, 2016; CONAGUA, 2017).

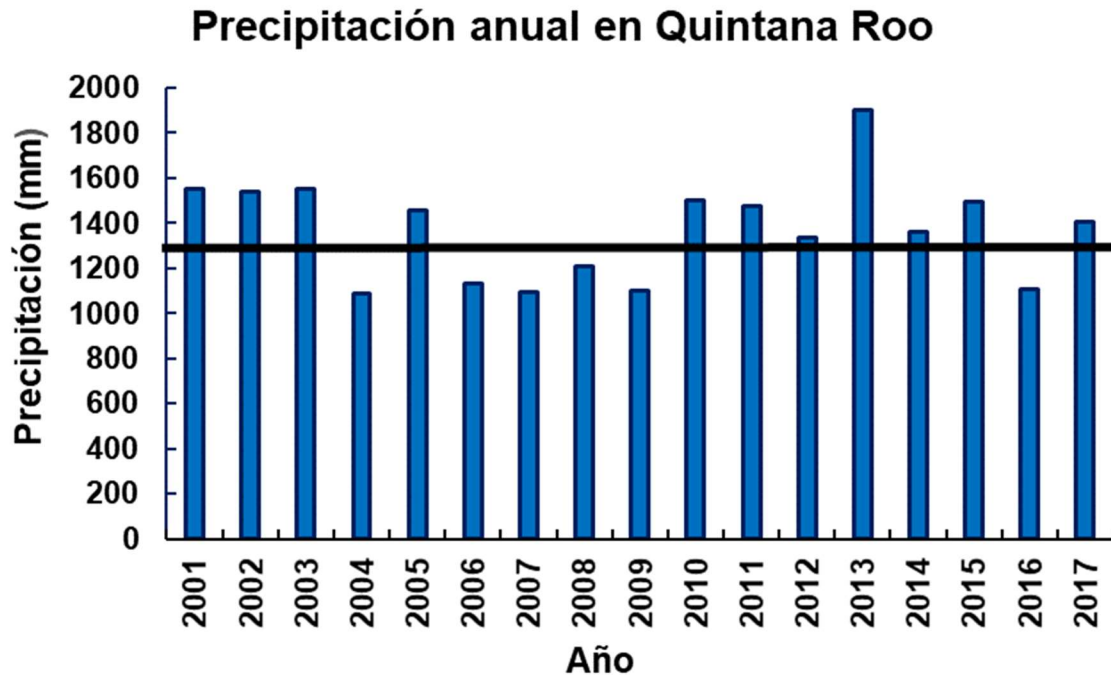


Figura 1. Precipitación promedio (mm por año) de 2001 a 2017 en el estado de Quintana Roo. La línea continua negra representa la precipitación anual promedio de los últimos 50 años (INEGI, 2016; CONAGUA, 2017).

El litoral mexicano, en el Mar Caribe, particularmente las costas del estado de Quintana Roo, posee características únicas, como es la ausencia de descargas de agua de ríos superficiales debido a la filtración del agua de lluvia en el suelo cárstico de la península. Eso favorece que las aguas oligotróficas del Mar Caribe permanezcan claras, lo que en conjunto con la temperatura cálida del agua permite la formación de una de las barreras arrecifales coralinas más importantes del mundo (INEGI-CONABIO-INE, 2007).

Económicamente, la región posee un alto atractivo turístico por sus arenas blancas y finas, los arrecifes de coral, el color azul turquesa de sus aguas, así como las numerosas zonas arqueológicas encontradas en el área (INEGI- CONABIO-INE 2007). Por su cercanía a la costa, estas formaciones arrecifales juegan un papel relevante para las playas, ya que proporcionan protección contra el oleaje y ante las tormentas y huracanes que afectan al Mar Caribe mexicano.

El área de estudio comprende tres zonas costeras del estado de Quintana Roo: Laguna Nichupté (Cancún), Puerto Morelos y Laguna Arrecifal Akumal (Fig. 2). Las características generales se muestran en la Tabla IV.

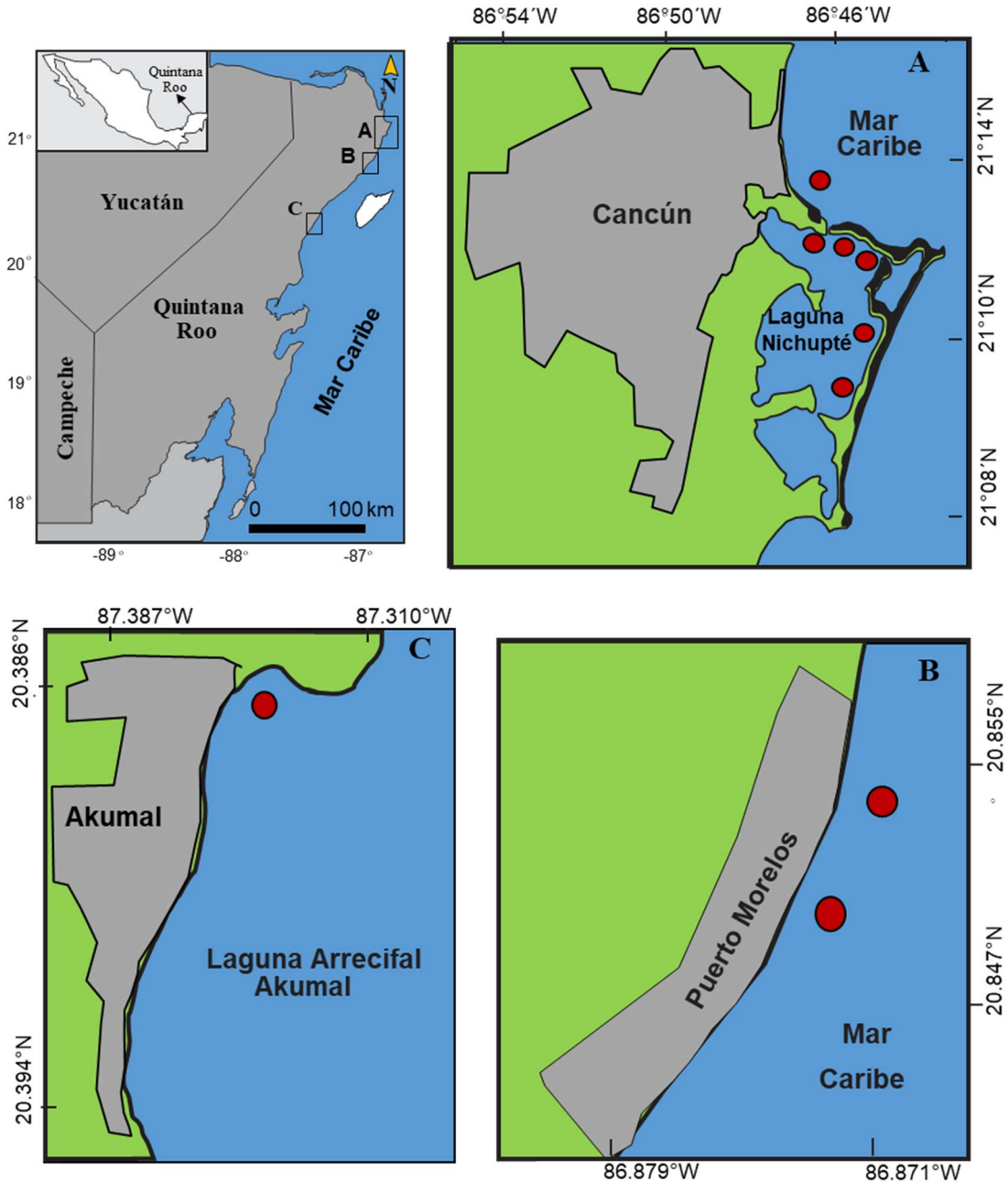


Figura 2. Área de estudio y recolecta de muestras de *T. testudinum* (puntos rojos). (A) Laguna Nichupté, Cancún, (B) Puerto Morelos y (C) Laguna Arrecifal Akumal. Los polígonos irregulares en color negro representan las zonas hoteleras cercanas a cada sitio de muestreo.

Tabla IV. Características generales de tres zonas costeras de Quintana Roo elegidas para este estudio.

Localidad	Coordenadas	Municipio	Número de Habitantes*	Características de la zona	Desarrollo Turístico** (millones de turistas por año)	Principales actividades antropogénicas
Laguna Nichupté	21°09'38"N y 86°50'51"O	Benito Juárez	Ciudad de Cancún 785,826	Sistema lagunar, dos bocas, sedimento limo arcilloso, con 1.5 m de profundidad promedio	Alto (>8)	Turismo (Visitas a parques ecológicos, acuáticos, pesca deportiva) Actividades acuáticas (Kayak, buceo, paseo a cenotes)
Puerto Morelos	20°51'13"N y 86°53'55"O	Puerto Morelos	Poblado de Puerto Morelos 9,188	Sistema arrecifal de barrera, sedimento arenoso, con 3 m de profundidad promedio.	Alto (>8)	Turismo (Ruta de cenotes, buceo, parque nacional de arrecifes) Actividades acuáticas (Kayak y windsurf)
Laguna Arrecifal Akumal	20°24'00"N y 87°19'16"O	Tulum	Poblado de Akumal 1,310	Sistema arrecifal de tipo atolón, sedimento arenoso, 2 m de profundidad promedio	Mediano (<8 a 0.5)	Turismo (Buceo, snorkel) Pesca deportiva

* INEGI (2016)

** Sánchez *et al.* (2013)

6.1. Laguna Nichupté

El sistema Lagunar Nichupté está ubicado en el estado de Quintana Roo. Es un sistema costero compuesto por siete cuerpos de agua (Laguna de Bojórquez, Cuenca Norte, Cuenca Central, Cuenca Sur Río Inglés, Laguna de Somosaya y Laguneta de Mediterranée). Se encuentra localizado al noreste de la península de Yucatán a los 21° 06' N y 86° 47' O. El sistema está separado del mar por una barrera conocida como tómbolo arenoso, se comunica por dos canales dragados para facilitar la navegación: el canal Cancún al norte y el canal Nizuc al sur (Fig. 2A). La Laguna Nichupté tiene aproximadamente 12 km de ancho y 21 km de largo. La profundidad en general es somera de 10 a 30 cm, hasta las zonas centrales de las cuencas de 1 a 2 m y canales de hasta 4 m (Collado-Vides *et al.*, 1995). El tiempo de residencia del agua es de aproximadamente 2 años (Merino *et al.*, 1990).

El agua en la parte de la Laguna Nichupté es de origen marino. La zona este recibe aportes dulceacuícolas subterráneos resultado de la captura de agua de lluvia en la planicie de inundación adyacente, por lo que se pueden encontrar ciertas áreas salobres; sin embargo, su influencia no alcanza a modificar la salinidad global de Laguna Nichupté por lo que su efecto es local (Merino *et al.*, 1988). Presenta sedimentos arenosos cubiertos por parches de pastos y en las orillas por crecimiento de manglares (CNA, 1992).

La Laguna Nichupté es uno de los atractivos importantes del corredor turístico Tulúm-Cancún y se encuentra sujeto a todas las presiones ambientales propias del desarrollo urbano y las ocasionadas por el uso de este cuerpo de agua para diversas actividades recreativas (Collado-Vides *et al.*, 1995). Adyacente se encuentra la ciudad de Cancún, la más grande del estado con una población de 785,826 habitantes, localizada a los alrededores de la laguna presenta una densidad poblacional variante; ya que adicional a los habitantes de la ciudad el arribo de cruceros internacionales genera un tipo de población transitoria que aumenta significativamente el uso de servicios públicos, así como la generación de desechos que son vertidos dentro de la laguna y la costa (Granel y Gález, 2002; INEGI, 2016). La ciudad comprende la zona en donde habita la mayoría de la población al noreste,

mientras que sobre la barrera de la laguna costera descansa la zona hotelera (187 hoteles con un total de 35,549 habitaciones); los desechos de estos habitantes y turistas son vertidos al mar y en la laguna. Actualmente, se encuentran en operación 5 plantas tratadoras de aguas residuales (SEDETUR, 2016).

6.2. Puerto Morelos

Puerto Morelos localizado en Quintana Roo, se encuentra en las coordenadas 20° 51' N y 86° 54' O. Está situado al norte del estado en el municipio de Puerto Morelos y se encuentra a 36 Km al sur de Cancún.

Puerto Morelos es uno de los sitios mundialmente conocido por ser parte de la barrera arrecifal, lo que es una de las principales atracciones de la zona, la cual atrae miles de turistas cada año. Es considerado un puerto turístico y pesquero, aunque la pesca está restringida a las concesiones otorgadas por el gobierno para las cooperativas locales (Fig. 2B).

El aumento del turismo y desarrollo urbano se intensificó en pocas décadas, aumentando la demanda de los recursos relacionados con el agua. El centro de Puerto Morelos creció de 700 a 9,188 habitantes de 1980 a 2016 (INEGI, 2016). Debido al incremento del turismo actualmente cuenta con 25 hoteles los cuales suman en total 5,052 habitaciones. Además, ya se cuenta con 1 planta tratadora para aguas residuales (SEDETUR, 2016).

El desarrollo de turismo se está expandiendo en Puerto Morelos con más de 1.7 millones de turistas al año, además de los que migran de la ciudad de Cancún para visitar la barrera arrecifal (Null *et al.*, 2014). Las principales actividades que pueden encontrar los turistas son las relacionadas al ecoturismo tales como: paseo a los cenotes, buceo, paseo al parque nacional de arrecifes, kayaking y windsurf (INEGI, 2016; SEDETUR, 2016).

Por la naturaleza de la Península de Yucatán y la escasez de suelo, el agua de lluvia se filtra rápidamente a través de la roca caliza hacia el acuífero, por lo que

el drenaje es básicamente subterráneo. La acumulación de aguas pluviales en la matriz rocosa de la península ocasiona una diferencia de niveles hidrostáticos que determina un subterráneo de tierra al mar (Null *et al.*, 2014).

6.3. Laguna Arrecifal Akumal

La Laguna Arrecifal Akumal en Quintana Roo está localizada en la costa este de la Península de Yucatán, México (20°24'00" N y 87°19'16" O), aproximadamente a 100 Km al sur de Cancún (Fig. 2C). Esta laguna arrecifal se extiende aproximadamente a 1 km de la plataforma continental formada principalmente de rocas calcáreas y consiste en una laguna semicircular de playa de arena encerrada por una barrera de arrecife de coral (Foley *et al.* 2005). El arrecife coralino que se encuentra en sus costas forma parte del sistema de arrecifes de tipo bordeantes en Quintana Roo, que a su vez forma parte de la segunda barrera arrecifal más grande del mundo, el Sistema Arrecifal Mesoamericano (Garza-Pérez, 2004).

Asociados directamente a los arrecifes de coral, se presentan lagunas arrecifales donde se pueden encontrar praderas de pastos marinos (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*). La importancia ecológica de las praderas de pastos es poco reconocida, son vitales para el desarrollo de las larvas y juveniles de muchos invertebrados y peces que habitan en el arrecife coralino; como alimento para varias especies de tortugas marinas que anidan en las playas de la Laguna Akumal, en los meses de mayo a octubre; además de servir como trampas de sedimento, estabilizando el fondo y proporcionando protección contra la erosión costera (De la lanza *et al.*, 2006).

A pesar de los servicios ecosistémicos que ofrecen las praderas de pastos marinos, se han comenzado a manifestar afectaciones en esta zona costera, debido al crecimiento tan acelerado de la población residente y de la infraestructura hotelera, que no han cumplido los lineamientos para un ordenamiento espacial ambientalmente óptimo y ha estado por encima del crecimiento de la infraestructura de servicios, especialmente aquella destinada al tratamiento de las aguas residuales y los desechos sólidos. (UAMI, 2003, De la lanza *et al.*, 2006).

7. MATERIALES Y MÉTODOS

Para determinar las señales isotópicas de nitrógeno, composición elemental de nitrógeno y fósforo en el tejido de *T. testudinum*, se realizaron colectas entre los meses de febrero de 2010 a noviembre de 2016 en una red de 9 estaciones de muestreo, en las tres localidades de Quintana Roo (Fig. 2, Tabla V). Para fines de este estudio, se utilizaron dos épocas: secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).

Tabla V. Número de muestras (n=248) de *T. testudinum* recolectadas durante los años 2010 a 2016 en tres localidades de Quintana Roo.

Localidad	Sitios de muestreo	Núm. de muestras	Época	Año de recolecta
Laguna Nichupté	6	109	Secas y Lluvias	2010-2016
Puerto Morelos	2	88	Secas y Lluvias	2010-2016
Laguna Arrecifal Akumal	1	51	Secas y Lluvias	2010-2016

En cada localidad las muestras de pastos fueron colectadas por medio de buceo libre. Los pastos se colectaron manualmente, se colocaron en hielo para su transporte al laboratorio de Química de ECOSUR-Chetumal, donde se llevó a cabo el lavado con agua dulce para la remoción de epibiontes. Las muestras fueron secadas en un horno a 40 °C durante 24 hrs. Posteriormente, los pastos se trasladaron al laboratorio de Espectrometría de Masas (LEsMa) del CICIMAR-IPN en La Paz, B.C.S., para el análisis de nitrógeno y fósforo elemental y del isótopo de nitrógeno.

7.1. Nitrógeno elemental e Isótopos estables de nitrógeno

Para el análisis elemental y de isótopos estables de nitrógeno en hojas de *T. testudinum* las muestras de tejidos se molieron y homogeneizaron en un mortero de ágata. Se pesó 1 mg por duplicado y se empaquetó en cápsulas de estaño. Las muestras encapsuladas se colocaron en gradillas enumeradas para facilitar su registro e identificación. El análisis del nitrógeno elemental e isotópico se realizó en un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas Thermo Delta V Plus acoplado a un analizador elemental Costech en el Laboratorio de Espectrometría de Masas (LEsMa) del CICIMAR.

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ por concentración en ml (‰) fueron calculados con la siguiente ecuación:

$$[(R_{\text{muestra}}/R_{\text{estándar}}) - 1] \times 10^3$$

Dónde:

$R_{\text{muestra}} = {}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$, corresponde a la firma isotópica.

$R_{\text{estándar}} = \text{Nitrógeno atmosférico}$.

7.2. Nutrientes (Fósforo)

Se determinó la concentración de fósforo en las muestras de tejido seco de *T. testudinum*. La determinación de fósforo se realizó con el método azul de molibdeno, para lo cual se pesaron 20 mg de cada muestra, se añadieron 15 ml de ácido acético al 2 % a las muestras que se colocaron a baño maría y se agitaron durante 30 minutos; posteriormente, se centrifugaron a 3500 rpm a una temperatura de 24 °C durante 20 minutos con el fin de extraer el fósforo contenido en el tejido de las

muestras (Strickland y Parsons, 1972). Una vez obtenido el extracto de fósforo de cada muestra, se tomaron 5 ml por duplicado y se añadieron 0.5 ml de reactivo “C” que se dejó reaccionar durante 30 minutos. La determinación de fósforo se llevó a cabo en un espectrofotómetro (marca Spectronic 2000) a una longitud de onda de 885 nm.

8. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con el fin de identificar posibles diferencias significativas entre las épocas (secas y lluvias) para cada localidad (Laguna Nichupté, Puerto Morelos y Laguna Arrecifal Akumal), durante los años 2010 a 2016 se llevaron a cabo análisis de varianza para cada una de las variables dependientes del $\delta^{15}\text{N}$, porcentaje de nitrógeno, fósforo y la razón N:P.

Se probó la normalidad con el estadístico de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de varianzas con la prueba de Bartlett. Los datos demostraron un comportamiento no normal ($p < 0.05$), por lo que se procedió a utilizar el análisis de varianza para datos no paramétricos de Kruskal-Wallis y la prueba Student Newman-Keuls para determinar las variables que presentaron diferencias significativas (Zar, 1984; Glantz, 2002). En todas las pruebas estadísticas se utilizó el paquete computacional Statistica versión 10 (Statsoft, 2011).

Con el fin de analizar las similitudes entre localidades en función con las épocas de secas y lluvias a través del tiempo para cada laguna, se llevó a cabo un análisis de clasificación jerarquizada (Clarke y Warwick, 1994). Se generó una matriz de similitud de Bray-Curtis (que no considera dobles ausencias y que es recomendado para este tipo de análisis) a partir de: 1) los datos del $\delta^{15}\text{N}$, 2) el porcentaje de nitrógeno y fósforo y 3) la razón N:P de cada una de las lagunas. Con la matriz de similitud calculada se obtuvo la representación gráfica de los datos mediante un MDS (por sus siglas en inglés Multi-Dimensional Scaling). Este puede ser en dos o tres dimensiones (generalmente las tres dimensiones tendrán un estrés más bajo);

por otro lado, el grado de significancia de la representación de los datos depende del “valor de estrés de Kruskal”.

Dónde: estrés <0.05 , corresponde con una representación excelente sin problemas de interpretación.

Estrés >0.05 y < 0.1 corresponde a una buena ordenación sin riesgos de interpretación.

Estrés >0.1 y <0.2 todavía puede mostrar una representación útil, aunque no se debería mostrar mucha confianza en la interpretación de resultados para los valores más altos de este rango.

Estrés >0.2 difícil de interpretar las muestras se distribuyen al azar.

Este análisis se realizó con el programa PRIMER-E Ltd V6.17 (2007).

9. RESULTADOS

9.1. Contenido de nitrógeno en tejido de *T. testudinum*

En la serie de tiempo en Laguna Nichupté, las hojas de *T. testudinum* mostraron un valor promedio máximo de nitrógeno \pm desviación estándar de 3.61 ± 1.55 % en 2013 y mínimos de 2.45 ± 0.53 % para 2015. En general, esta localidad obtuvo los mayores valores promedio (2.85 ± 0.87 %) en relación con el contenido de nitrógeno en *T. testudinum* con respecto a Puerto Morelos (1.79 ± 0.30 %) y Laguna Arrecifal Akumal (2.29 ± 0.52 %) (Tabla VI).

Tabla VI. Valores promedio \pm desviación estándar del contenido de nitrógeno en tejido de *T. testudinum* (n= 248; % en peso seco) por año en tres localidades de Quintana Roo.

Año	Laguna Nichupté	Puerto Morelos	Laguna Arrecifal Akumal
2010	2.48 ± 0.39	1.83 ± 0.25	2.28 ± 0.32
2011	2.78 ± 0.79	1.80 ± 0.32	2.86 ± 1.13
2012	3.25 ± 0.78	1.54 ± 0.10	2.19 ± 0.34
2013	3.35 ± 1.31	1.64 ± 0.15	2.21 ± 0.53
2014	2.45 ± 0.26	2.20 ± 0.00	2.28 ± 0.30
2015	2.50 ± 0.45	2.14 ± 0.41	2.14 ± 0.22
2016	2.49 ± 0.40	1.9 ± 0.11	2.12 ± 0.09

9.1.2. Contenido de nitrógeno en tejido de *T. testudinum* por época secas y lluvias

Durante las épocas de seca y lluvias no se observaron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre cada localidad. En general, los valores promedio \pm desviación estándar del contenido de nitrógeno en el tejido para cada época fueron de $2.82 \pm$

0.48 % (secas) y 2.86 ± 0.77 % (lluvias) para la Laguna Nichupté, de entre 2.00 ± 0.32 % (secas) y 1.83 ± 0.21 % (lluvias) para Puerto Morelos, y de 2.54 ± 0.79 % (secas) y 2.28 ± 0.21 % (lluvias) para la Laguna Arrecifal Akumal.

9.1.2.1. Laguna de Nichupté

En el sistema Lagunar de Nichupté Se analizaron un total de 109 muestra de tejido de *T. testudinum* obtenidas durante 7 años de colecta en las épocas de lluvias y secas. El máximo valor promedio \pm desviación estándar de contenido de nitrógeno se obtuvo en 2013 (4.35 ± 0.75 %, lluvias), por el contrario, el valor mínimo promedio se determinó en 2015 (2.10 ± 0.34 %) para la misma época (Fig. 3).

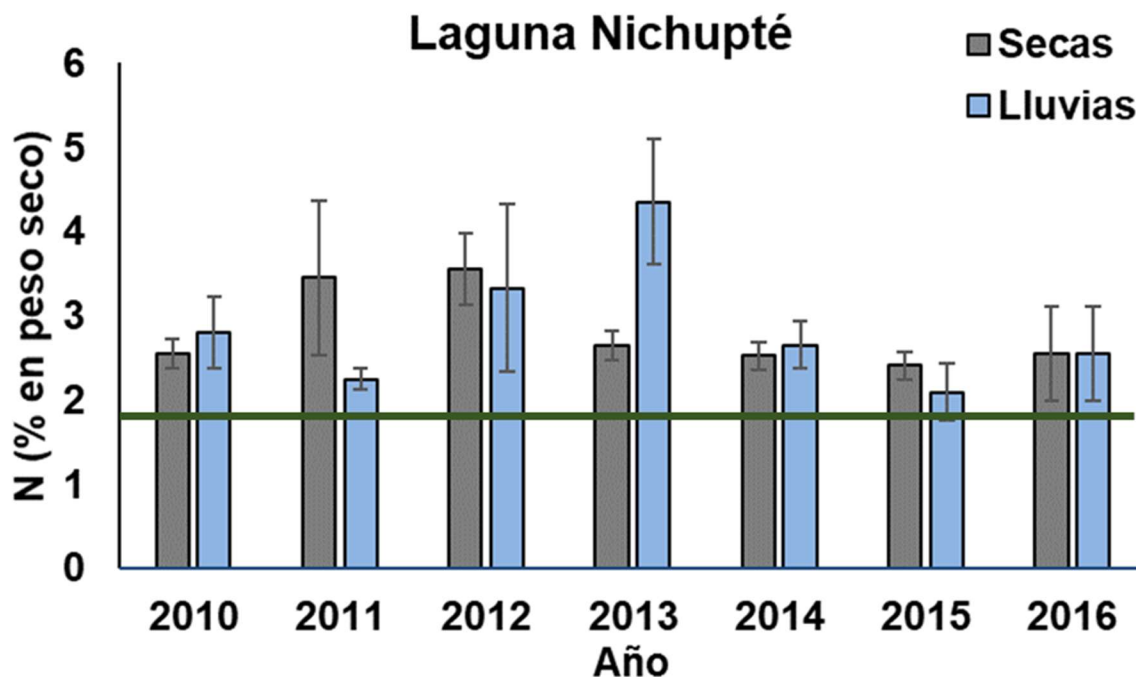


Figura 3. Porcentaje de nitrógeno (%) en hojas de *T. testudinum* (n= 109) en la Laguna Nichupté, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre). Valores de referencia para aguas no contaminadas (—) 1.9 ± 0.05 % (Duarte, 1990).

9.1.2.2. Puerto Morelos

En la localidad de Puerto Morelos el máximo valor promedio de nitrógeno (\pm desviación estándar) fue de 2.48 ± 0.09 % en el año de 2014 en la época seca, referente al mínimo valor promedio de nitrógeno fue de 1.55 ± 0.09 % en secas de 2012 (Fig. 4). Durante la época de lluvias el máximo valor promedio de nitrógeno fue de 2.10 ± 0.30 % en el año de 2015 y el valor promedio mínimo fue de 1.56 ± 0.14 % en el año 2012. En general, no se observaron patrones con respecto a las épocas y/o años. Sin embargo, los promedios de nitrógeno fueron mayores durante la época de secas con respecto a lluvias, excepto durante el año 2013 donde del valor fue de 1.71 ± 0.30 % y para secas de 1.62 ± 0.11 %.

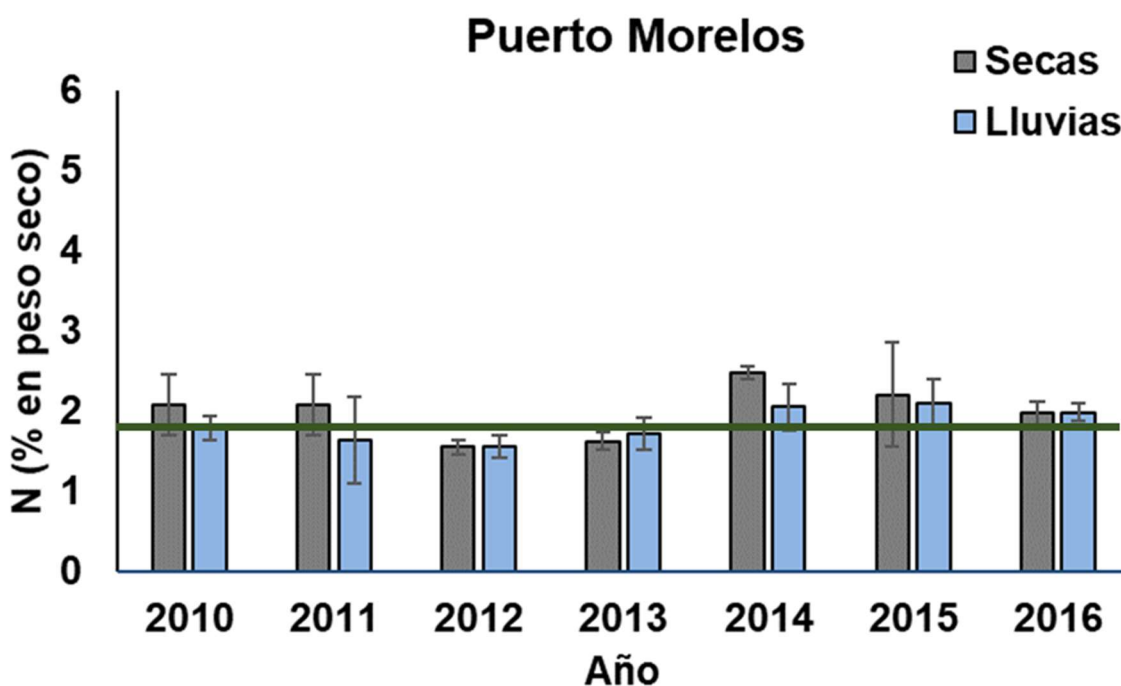


Figura 4. Porcentaje de nitrógeno (%) en hojas de *T. testudinum* (n= 88) de Puerto Morelos durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre). Valores de referencia para aguas no contaminadas (\rightarrow) 1.9 ± 0.05 % (Duarte, 1990).

9.1.2.3. Laguna Arrecifal Akumal

En la Laguna Arrecifal Akumal para la época seca el máximo valor promedio de nitrógeno (\pm desviación estándar) fue de 4.31 ± 0.04 % se obtuvo en 2011 y el mínimo valor promedio 1.98 ± 0.38 % en el año 2013 (Fig. 5).

Para la época de lluvias el máximo valor promedio de nitrógeno se registró durante el año 2016 (2.70 ± 0.00 %) y el mínimo valor promedio (2.11 ± 0.34 %) se obtuvo en el año 2012.

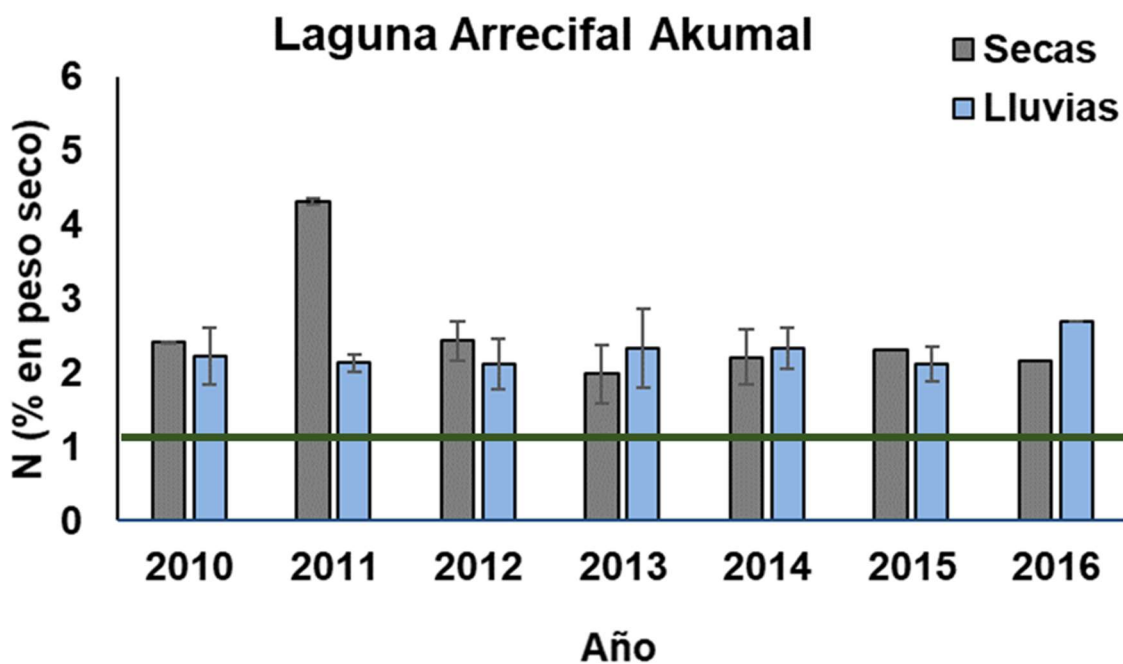


Figura 5. Porcentaje de nitrógeno (%) en hojas de *T. testudinum* (n= 51) de la Laguna Arrecifal Akumal durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre). Valores de referencia (—) para aguas no contaminadas 1.9 ± 0.05 % (Duarte, 1990).

9.2. Contenido de fósforo en tejido de *T. testudinum*

El contenido de fósforo (promedio con su desviación estándar) en hojas de *T. testudinum* para las tres localidades de este estudio para los años 2010 a 2016 se muestran en la Tabla VII.

Tabla VII. Valores promedio \pm desviación estándar de fósforo en tejido de *T. testudinum* (n= 248; % en peso seco) por año en tres localidades de Quintana Roo.

Año	Laguna Nichupté	Puerto Morelos	Laguna Arrecifal Akumal
2010		0.19 \pm 0.04	
2011	0.12 \pm 0.00	0.09 \pm 0.00	0.23 \pm 0.01
2012	0.22 \pm 0.05	0.07 \pm 0.04	0.13 \pm 0.05
2013	0.24 \pm 0.07	0.12 \pm 0.06	0.23 \pm 0.09
2014	0.24 \pm 0.05	0.11 \pm 0.01	0.19 \pm 0.00
2015	0.13 \pm 0.08	0.13 \pm 0.11	0.09 \pm 0.06
2016	0.03 \pm 0.00	0.11 \pm 0.00	0.05 \pm 0.00

En general, para la Laguna Arrecifal Akumal durante el año 2013 se observó el valor promedio máximo de fósforo en las hojas de *T. testudinum* (0.23 \pm 0.09 %) en comparación con la Laguna Nichupté (0.23 \pm 0.07 %) para ese mismo año.

Los valores promedio más bajos de fósforo en *T. testudinum* fueron observados en Puerto Morelos (0.11 \pm 0.00 %) durante 2016, cabe mencionar que durante ese año los valores fueron mínimos tanto para la Laguna Nichupté (0.03 \pm 0.00 %) como para Laguna Arrecifal Akumal (0.05 \pm 0.00 %), en comparación con los otros años de recolecta (Tabla VII).

9.2.1. Contenido de Fósforo en tejido de *T. testudinum* (secas y lluvias)

Aunque no se observaron diferencias significativas ($p > 0.05$) en la comparación de secas y lluvias para cada localidad, los valores promedio \pm desviación estándar del contenido de P (% en peso seco) para cada época fueron de 0.27 ± 0.09 % (lluvias) y 0.15 ± 0.07 % (secas) para Laguna Nichupté, 0.18 ± 0.08 % (secas) y 0.16 ± 0.09 % (secas) para Laguna Arrecifal Akumal y entre 0.13 ± 0.06 % (lluvias) y 0.11 ± 0.07 % (secas) para Puerto Morelos.

9.2.1.1. Laguna Nichupté

En la localidad Laguna Nichupté el valor (promedio con su desviación estándar) máximo se alcanzó durante el año 2014 siendo de 0.29 ± 0.00 % para la época de lluvias, mientras que el mínimo se obtuvo en 2016 siendo de 0.03 ± 0.00 % en la época de secas (Fig. 6).

Durante la época de secas para los años 2011, 2013 y 2014, los valores del contenido de fósforo (% en peso seco) mostraron un ligero incremento (0.12 ± 0.00 , 0.18 ± 0.07 y 0.21 ± 0.04 , respectivamente).

Para la época de lluvias el valor máximo se alcanzó durante el año 2014 con 0.29 ± 0.00 %, ahora bien, el valor mínimo se obtuvo en 2015 siendo de 0.08 ± 0.02 %, durante esta época no se observó ningún patrón de incremento o disminución de los porcentajes de fósforo a través de los años.

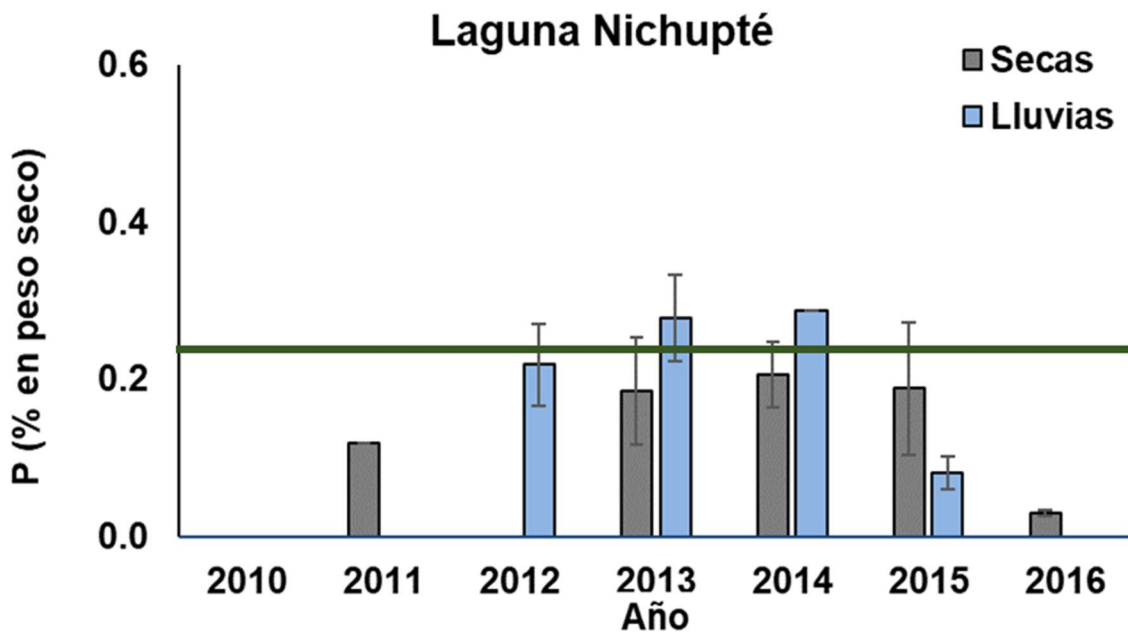


Figura 6. Porcentaje de fósforo en hojas de *T. testudinum* (n= 109) para Laguna Nichupté, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre). Valores de referencia para aguas no contaminadas (—) 0.23 ± 0.011 % (Duarte, 1990).

9.2.1.2. Puerto Morelos

En Puerto Morelos el intervalo de los promedios \pm desviación estándar fue de 0.05 ± 0.00 % a 0.24 ± 0.13 % en la época de secas (Fig. 7).

Durante la época de secas para los años 2012, 2013, 2014 y 2015, los valores del contenido de fósforo (% en peso seco) mostraron una tendencia a incrementar a través del tiempo (0.05 ± 0.00 , 0.07 ± 0.01 , 0.11 ± 0.01 y 0.24 ± 0.13 %, respectivamente).

Para la época de lluvias el valor promedio \pm desviación estándar máximo se alcanzó durante el año 2013 con un valor de 0.19 ± 0.03 %, mientras que el valor mínimo se obtuvo en 2015 siendo de 0.07 ± 0.02 %. Durante esta época no se

observó ningún patrón de incremento o disminución de los porcentajes de fósforo a través de los años.

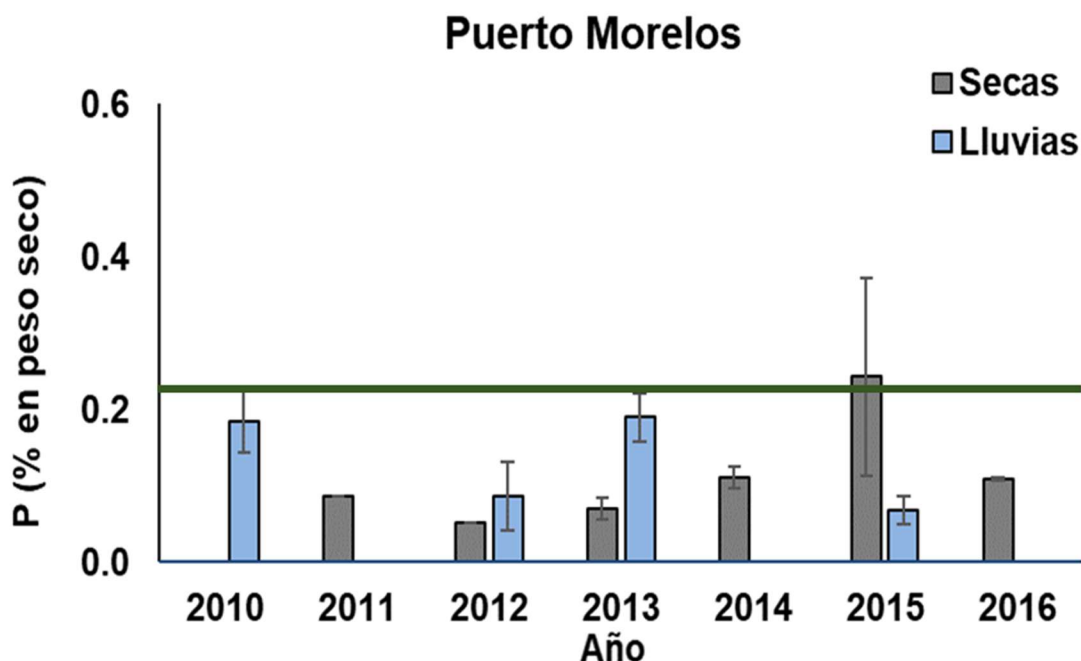


Figura 7. Porcentaje de fósforo en hojas de *T. testudinum* (n= 88) en Puerto Morelos, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre). Valores de referencia para aguas no contaminadas (—) 0.23 ± 0.011 % (Duarte, 1990).

9.2.1.3. Laguna Arrecifal Akumal

En la localidad Laguna Arrecifal Akumal el valor promedio \pm desviación estándar máximo se alcanzó durante el año 2013 siendo de 0.24 ± 0.09 % (Lluvias), mientras que el valor mínimo se obtuvo en 2016 siendo de 0.05 ± 0.00 % para ambas épocas (Fig. 8).

En la época de secas se observó un ligero decremento de los valores promedios del contenido de fósforo (% en peso seco) a través de los años, es decir, para 2011

el valor fue de 0.23 ± 0.01 , en 2013 el valor calculado fue 0.22 ± 0.10 , y para 2014 el valor fue 0.19 ± 0.00 %.

Para la época de lluvias el valor máximo promedio se alcanzó durante el año 2013 siendo de 0.24 ± 0.09 %, mientras que el valor mínimo se obtuvo para el año 2016 con un valor de 0.05 ± 0.00 %.

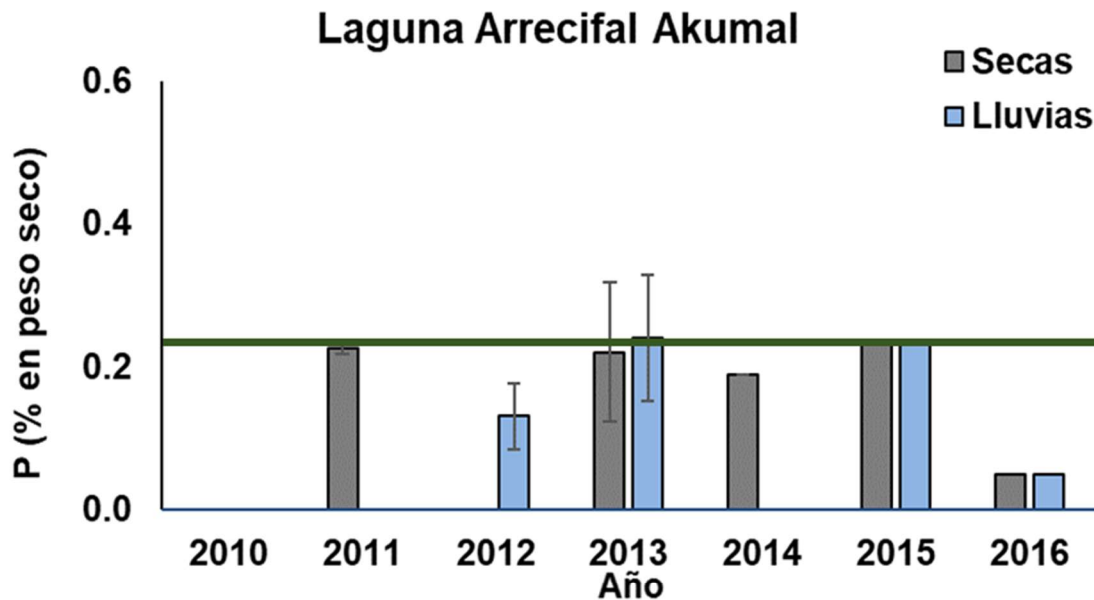


Figura 8. Porcentaje de fósforo en hojas de *T. testudinum* (n= 51) en Laguna Arrecifal Akumal, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre). Valores de referencia para aguas no contaminadas (—) 0.23 ± 0.01 % (Duarte, 1990).

9.3. Razón N:P en tejido de *T. testudinum*

En general, la Laguna Nichupté para el año 2016 registró los valores (Promedios \pm desviación estándar) máximos de la razón N:P (179 ± 26), en contra parte, en la localidad Puerto Morelos presentó los valores mínimos (23 ± 6) en el año 2010 (Tabla VIII).

Tabla VIII. Valores promedio \pm desviación estándar calculados de la razón N:P en tejido de *T. testudinum* (n= 248) por año en tres localidades de Quintana Roo.

Año	Laguna Nichupté	Puerto Morelos	Laguna Akumal	Arrecifal
2010		23 \pm 06		
2011	65 \pm 17	53 \pm 10	42 \pm 01	
2012	35 \pm 10	55 \pm 19	39 \pm 13	
2013	34 \pm 19	40 \pm 19	24 \pm 13	
2014	25 \pm 07	50 \pm 05	26 \pm 04	
2015	50 \pm 20	58 \pm 36	60 \pm 20	
2016	179 \pm 26	40 \pm 02	96 \pm 04	

9.3.1 Razón N:P en tejido de *T. testudinum* durante secas y lluvias

Los valores promedio (\pm desviación estándar) de la razón N:P fueron mayores durante la época de secas vs. la época de lluvias en todos los sitios (Laguna Nichupté N:P = 81 vs. 38; Laguna Arrecifal Akumal N:P = 48 vs. 42 y Puerto Morelos N:P = 43 vs. 41). Los resultados muestran valores de la razón N:P superiores en la localidad con mayor desarrollo turístico en comparación con los valores obtenidos en las localidades con menor desarrollo turístico (Tabla IX).

Tabla IX. Valores promedios \pm desviación estándar calculados de la razón N:P (n= 248) para las épocas de lluvias y secas en tres localidades de Quintana Roo.

Localidad	Desarrollo turístico	N:P	
		Lluvias	Secas
Laguna Nichupté	Alto	38	81
Puerto Morelos	Bajo	41	43
Laguna Arrecifal Akumal	Mediano	42	48

9.3.1.1. Laguna Nichupté

Estadísticamente no se encontraron diferencias significativas al comparar las épocas de secas y lluvias en la Laguna Nichupté (Fig. 9).

La comparación de los valores promedios (\pm desviación estándar) de la razón N:P en las épocas de lluvias y secas en Laguna Nichupté, muestra que los valores máximos se observan durante el año 2015 (61 ± 19 , lluvias) y 2016 (101 ± 1 , secas).

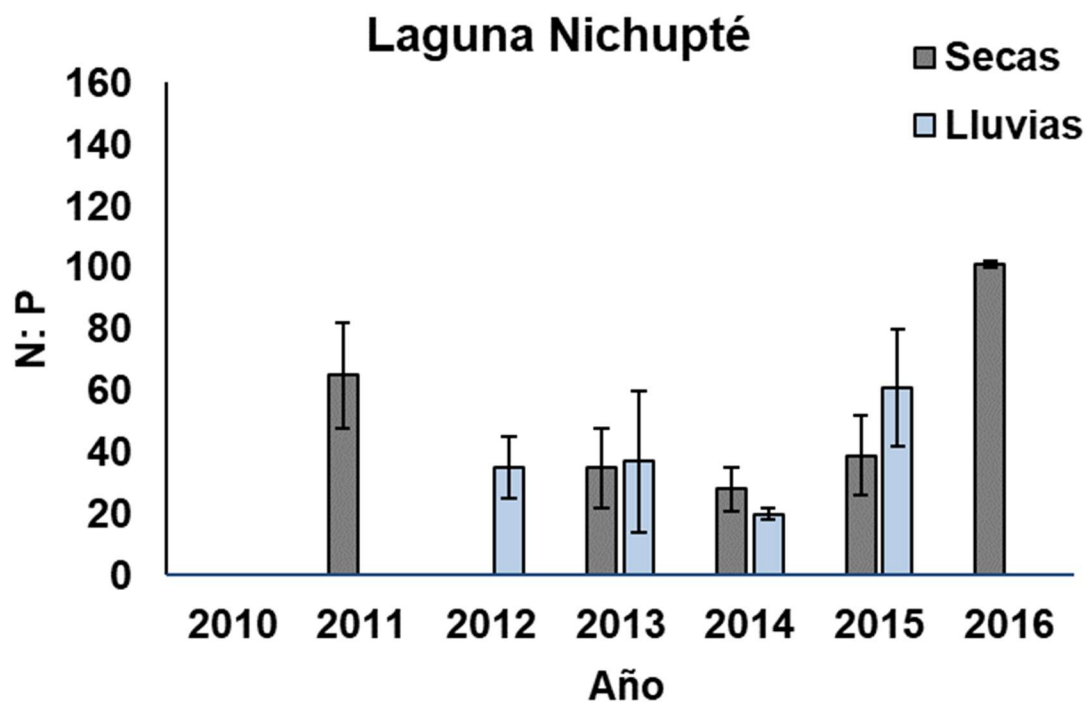


Figura 9. Razón N:P en hojas de *T. testudinum* (n= 109) en Laguna Nichupté, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).

9.3.1.2. Puerto Morelos

Estadísticamente, no se encontraron diferencias significativas al comparar los promedios (\pm desviación estándar) de la razón N:P en las épocas de secas y lluvias en Puerto Morelos (Fig. 10).

Durante la época de secas el promedio máximo de la razón N:P se alcanzó en 2012 siendo de 68 ± 11 en contra parte, el valor mínimo se encontró en el año 2015 presentó un valor de 24 ± 10 .

Referente a la época de lluvias los valores máximos y mínimos de la razón N:P fueron 75 ± 31 y 20 ± 3 , respectivamente.

Se puede observar un ligero patrón en el decremento de la razón N:P durante la época de secas desde 2012 (68 ± 11) hasta 2015 (24 ± 10).

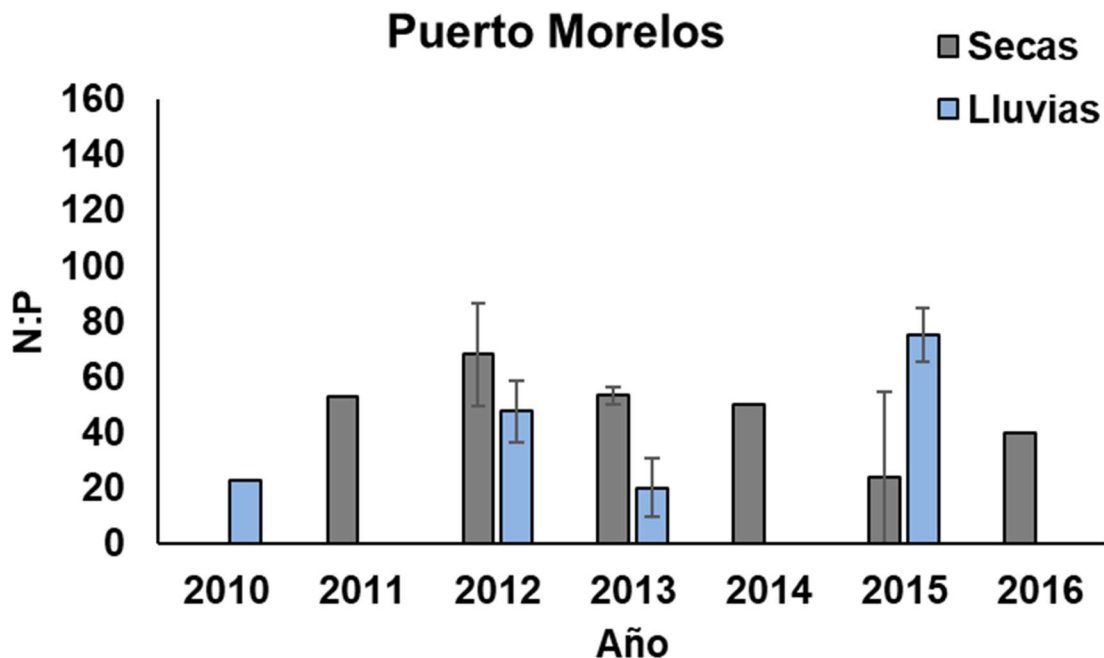


Figura 10. Razón N:P en hojas de *T. testudinum* (n= 88) en Puerto Morelos, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).

9.3.1.3. Laguna Arrecifal Akumal

No se encontraron diferencias significativas al comparar los promedios (\pm desviación estándar) de la razón N:P en las épocas de secas y lluvias en Laguna Arrecifal Akumal (Fig. 11).

En la época de secas la razón N:P presentó un máximo de 101 ± 0.00 en el año 2016 y el valor mínimo se obtuvo en el año 2015 con un valor de 21 ± 0.00 .

En relación con la época de lluvias los valores promedio de la razón N:P máximos y mínimos se presentaron en los años 2016 (94 ± 0.00) y 2013 (24 ± 10).

Cabe señalar, que durante la época de lluvias se observó un decremento de la razón N:P durante los años 2012 (39 ± 13) y 2013 (24 ± 10).

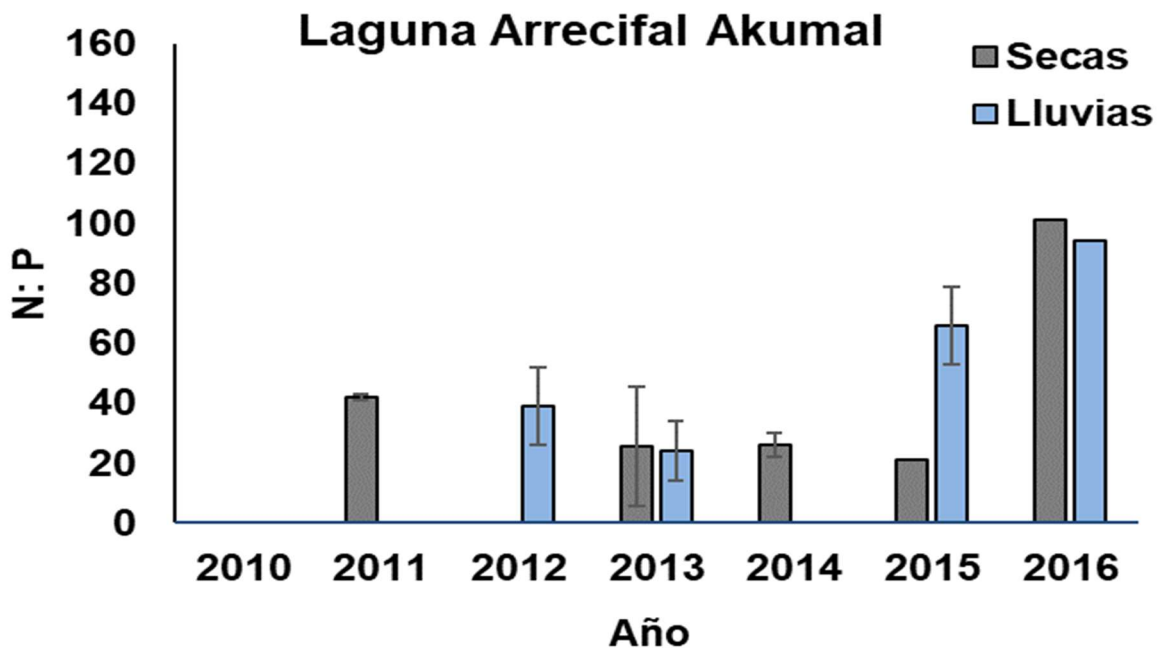


Figura 11. Razón N:P en hojas de *T. testudinum* (n= 51) en la Laguna Arrecifal Akumal, durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre).

9.4. Isótopos estables de nitrógeno en tejido de *T. testudinum*

Los valores promedios (\pm desviación estándar) del $\delta^{15}\text{N}$ se determinaron en el tejido de *T. testudinum* para las tres localidades durante los años 2010 a 2016 (Tabla X).

En general, Laguna Nichupté en el año 2010 registró valores promedios máximos de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ ($9.54 \pm 1.12 \text{ ‰}$) y el valor mínimo en el año 2011 ($6.21 \pm 0.18 \text{ ‰}$).

En el caso de Puerto Morelos los valores promedios máximos y mínimos de $\delta^{15}\text{N}$ fueron en los años 2014 ($3.86 \pm 1.04 \text{ ‰}$) y 2012 ($1.51 \pm 1.73 \text{ ‰}$), respectivamente.

Para Laguna Arrecifal Akumal se presentaron los valores máximos y mínimos de $\delta^{15}\text{N}$ durante los años 2014 ($4.48 \pm 5.00 \text{ ‰}$) y 2015 ($1.54 \pm 0.90 \text{ ‰}$), respectivamente.

Tabla X. Valores promedios \pm desviación estándar (n= 248) por año de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *T. testudinum* en tres localidades de Quintana Roo.

Año	Laguna Nichupté	Puerto Morelos	Laguna Arrecifal Akumal
2010	8.67 ± 2.43	2.24 ± 1.80	3.52 ± 1.31
2011	8.51 ± 1.90	3.77 ± 2.53	4.17 ± 0.67
2012	9.42 ± 1.95	0.58 ± 1.62	4.79 ± 1.32
2013	9.03 ± 2.52	1.86 ± 2.21	4.38 ± 1.95
2014	8.51 ± 2.69	2.89 ± 1.37	3.56 ± 4.24
2015	6.53 ± 2.12	3.08 ± 1.59	1.41 ± 0.91
2016	8.37 ± 2.18	0.57 ± 2.46	2.91 ± 1.06

9.4.1. Isótopos estables de nitrógeno en tejido de *T. testudinum* en secas y lluvias

Aunque no hubo diferencias significativas, la tendencia en los valores promedios isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$, muestran que los mayores registros de $\delta^{15}\text{N}$ fueron determinados en Laguna Nichupté para las épocas de secas y lluvias (8.43 ± 1.14 ‰ y 8.30 ± 1.43 ‰, respectivamente); en comparación con Laguna Arrecifal Akumal (secas 3.11 ± 1.91 ‰ y lluvias 3.74 ± 1.05 ‰) y Puerto Morelos (secas 1.96 ± 1.06 ‰ y lluvias 2.67 ± 0.73 ‰) por lo que esta localidad fue la que presentó los valores promedios más bajos de $\delta^{15}\text{N}$ en la época de secas.

9.4.1.1. Laguna Nichupté

No se encontraron diferencias significativas al comparar los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ en las épocas de secas y lluvias en Laguna Nichupté (Fig. 12).

Con respecto a la época de secas para Laguna Nichupté, se observó que los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ fueron decreciendo durante los años de 2013, 2014 y 2015 (9.49 ± 3.49 , 8.46 ± 3.17 y 6.75 ± 1.60 ‰, respectivamente). Un patrón similar se observó en la época de lluvias a partir del año 2012 (9.42 ± 1.08 ‰) hasta 2015 (6.34 ± 2.61 ‰).

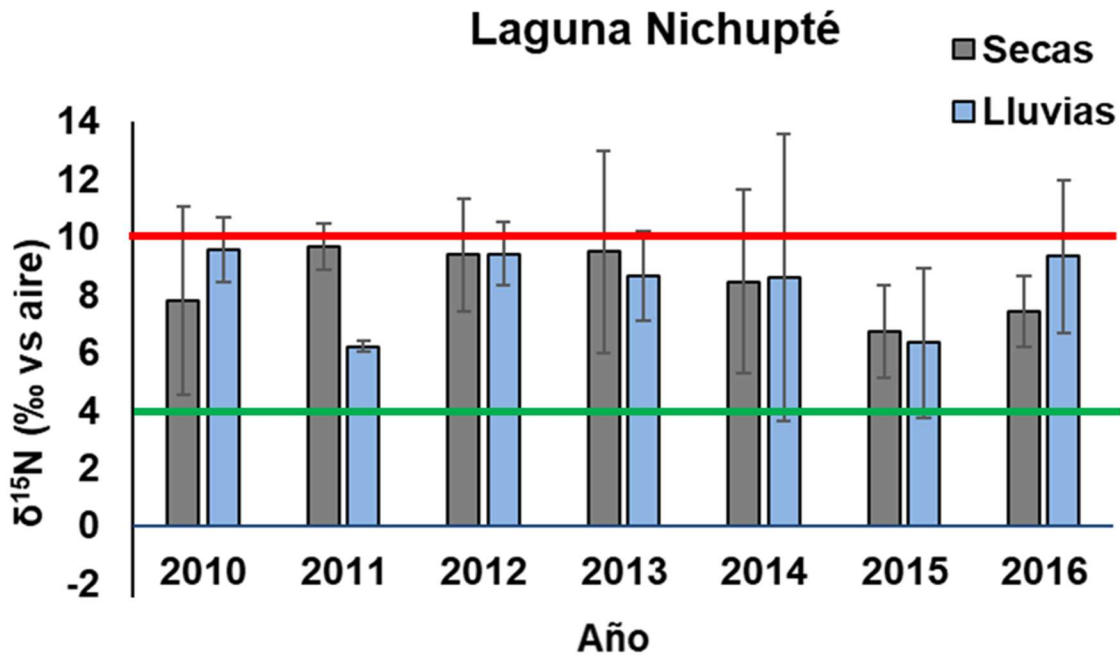


Figura 12. Señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) en hojas de *T. testudinum* (n= 109) en Laguna Nichupté durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre). Valores de referencia en aguas residuales (—) 10 a 20 ‰ y en aguas subterráneas -2 a 4 ‰ (—).

9.4.1.2. Puerto Morelos

No se encontraron diferencias significativas al comparar los valores isotópicos del $\delta^{15}\text{N}$ en las épocas de secas y lluvias en Puerto Morelos (Fig. 13).

En la localidad de Puerto Morelos para la época de secas el valor máximo de $\delta^{15}\text{N}$ se alcanzó durante el año de 2015 siendo de 4.12 ± 2.06 ‰, mientras que el valor mínimo se encontró en 2013 con 0.99 ± 1.26 ‰. Durante los años 2011 (2.38 ± 1.13 ‰), 2012 (1.38 ± 0.87 ‰) y 2013 (0.99 ± 1.26 ‰), los valores isotópicos mostraron una ligera tendencia a disminuir. En cambio, en el año 2014 este patrón fue inverso, es decir, hubo incremento de la señal isotópica a través de los años ya que los valores del $\delta^{15}\text{N}$ fueron de 1.92 ± 0.90 ‰ a 4.12 ± 2.06 ‰ en el 2015.

En la época de lluvias también se observó un incremento de dos unidades de la señal isotópica del $\delta^{15}\text{N}$. Dicho incremento se pudo observar a partir del año 2012 ($1.51 \pm 1.73 \text{ ‰}$), 2013 ($3.09 \pm 2.80 \text{ ‰}$) hasta el 2014 ($4.48 \pm 5.00 \text{ ‰}$).

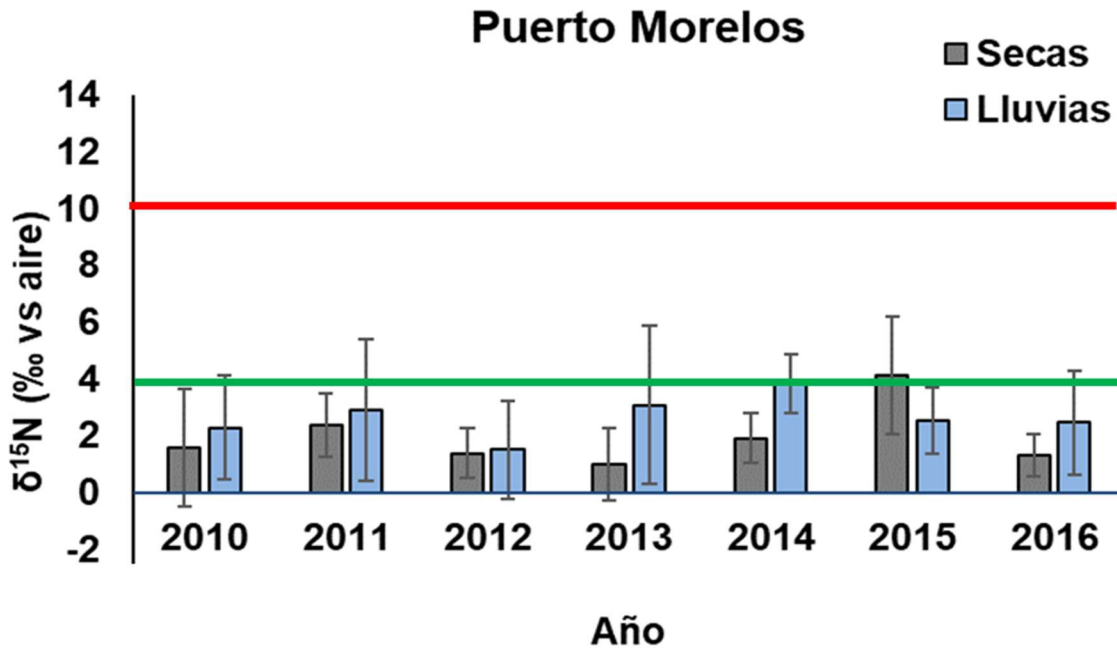


Figura 13. Señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) en hojas de *T. testudinum* (n= 88) en Puerto Morelos durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre). Valores referencia del $\delta^{15}\text{N}$ en aguas residuales 10 a 20 ‰ (—) y en aguas subterráneas -2 a 4 ‰ (—).

9.4.1.3. Laguna Arrecifal Akumal

En la Laguna Arrecifal Akumal no se encontraron diferencias significativas al comparar los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ (\pm desviación estándar) en las épocas de secas y lluvias (Fig. 14).

El máximo valor del $\delta^{15}\text{N}$ (\pm desviación estándar) se registró durante el año de 2012 con un valor de $6.05 \pm 0.30 \text{ ‰}$, en contraparte el mínimo se encontró en 2015

con 0.49 ± 0.00 ‰ (época de secas). Durante los años 2012 (6.05 ± 0.30 ‰), 2013 (4.44 ± 2.71 ‰) y 2014 (2.71 ± 2.83 ‰) y 2015 (0.49 ± 0.00 ‰), los valores isotópicos mostraron una Disminución de dos unidades (Fig. 14).

Los valores máximos y mínimos $\delta^{15}\text{N}$ (época de lluvias) se registraron en los años 2014 (4.48 ± 5.00 ‰) y 2015 (1.54 ± 4.60 ‰), respectivamente (Fig. 14).

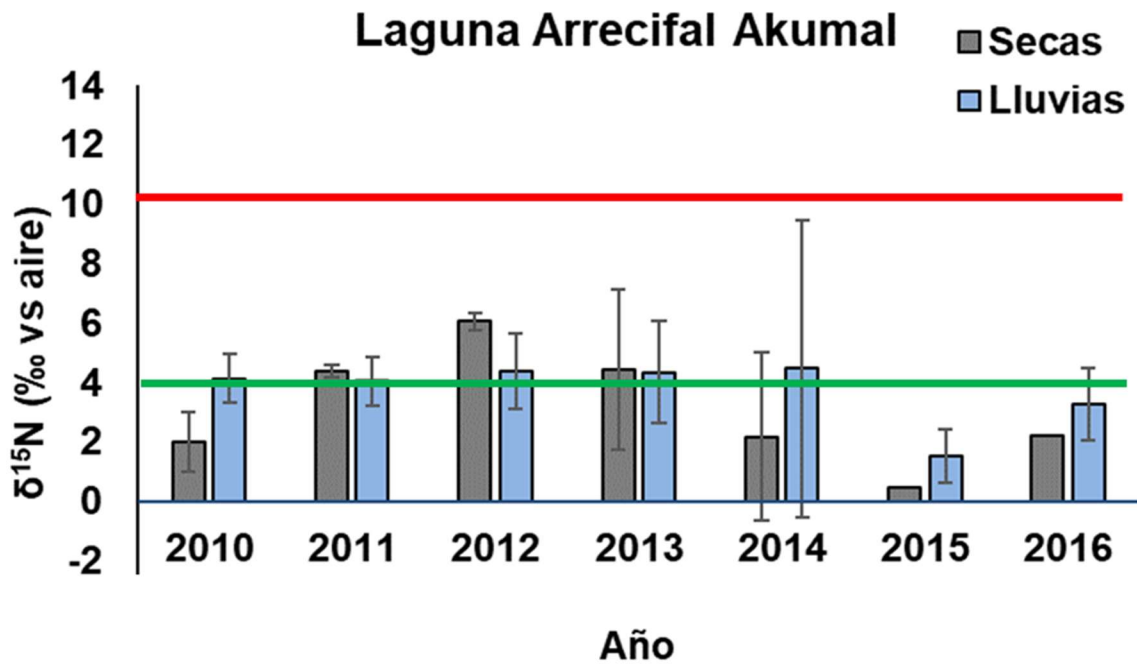


Figura 14. Señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) en hojas de *T. testudinum* (n= 51) en Laguna Arrecifal Akumal durante las épocas de secas (febrero a mayo) y lluvias (junio a noviembre). Valores referencia del $\delta^{15}\text{N}$ (‰) en aguas residuales 10 a 20 ‰ (→) y en aguas subterráneas -2 a 4 ‰ (→).

9.5. Análisis de similitud en tres lagunas a través de los años (2010-2016)

El análisis de la similitud entre las lagunas Nichupté, Puerto Morelos y Akumal durante 2 diferentes épocas (secas y lluvias) mostró agrupaciones entre las lagunas

con una composición similar durante los años. El MDS obtenido en dos dimensiones tuvo un estrés significativo igual a 0.06. Se observaron agrupaciones en cuanto a los datos de $\delta^{15}\text{N}$, porcentajes de nitrógeno, fósforo y la razón N:P a través de los años 2010 a 2016 (Fig. 15).

Se observó una agrupación de la laguna de Nichupté que presentó similitud con los datos del $\delta^{15}\text{N}$, porcentajes de nitrógeno, fósforo y la razón N:P independientemente de la época del año durante los 7 años de muestreo.

Por este análisis de similitud se puede inferir para esta laguna que la fuente de nutrientes (de origen posiblemente antropogénico) es constante, independientemente de la época (secas y lluvias) y el año ya que todas las muestras son similares. En el caso de la Laguna de Puerto Morelos y Laguna Arrecifal Akumal se observaron tres agrupaciones donde la separación de cada grupo fue dada por el año de muestreo (Fig. 15).

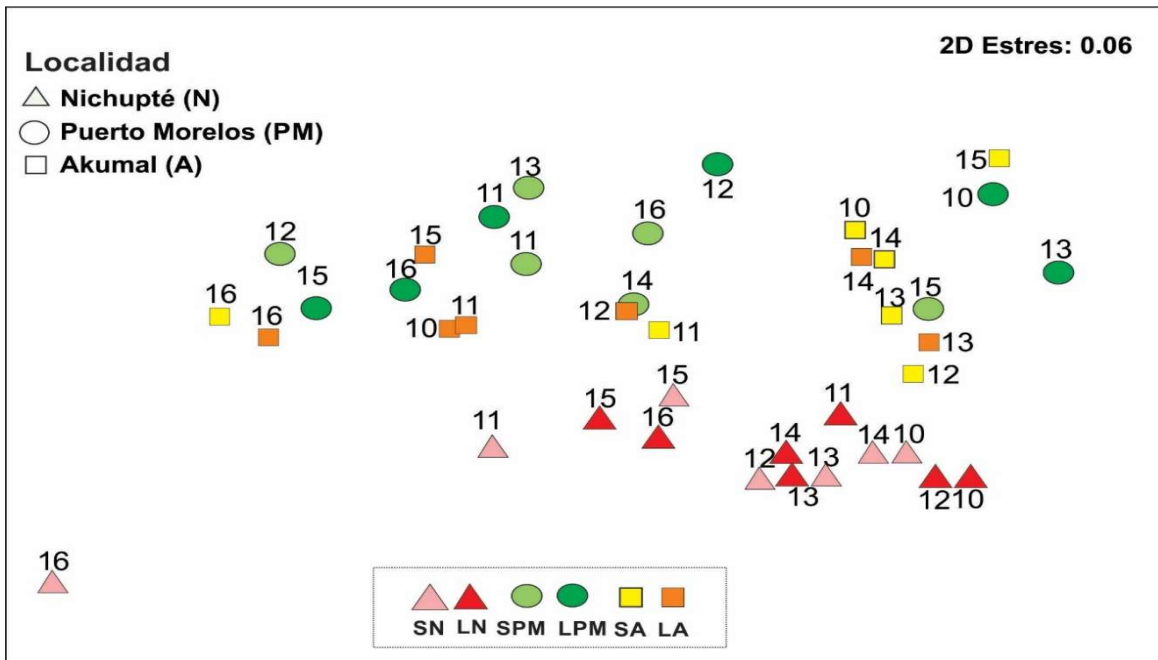


Figura 15. Análisis multivariante (MDS) (Similitud de Bray Curtis) entre localidades en función a épocas de secas (S) y lluvias (L) a través del tiempo. Épocas y localidades: secas Nichupté (SN), lluvias Nichupté (LN), secas Puerto Morelos (SPM), lluvias Puerto Morelos, (LPM), secas Akumal (SA), lluvias Akumal (LA). Años: 2010 = 10, 2011 = 11, 2012 = 12, 2013 = 13, 2014 = 14, 2015 = 15, 2016 = 16.

10. DISCUSIÓN

Este trabajo representa, un esfuerzo para contribuir tanto espacial como temporalmente al estado del conocimiento sobre los nutrientes e isótopos de nitrógeno en hojas de *T. testudinum* en el Caribe mexicano, donde solo existen datos puntuales para la época de seca. En el Caribe se tienen registros espaciales y temporales de los nutrientes de nitrógeno y fósforo e isótopos estables de nitrógeno en pastos marinos de aguas tropicales han sido reportados para la Bahía de Florida (Fourqurean *et al.*, 2005) y para varias localidades a nivel global por Duarte (1990).

10.1. Composición elemental de N y P en la Laguna Nichupté, Puerto Morelos y Laguna Arrecifal Akumal

El Caribe mexicano está caracterizado por localidades con alto y mediano desarrollo turístico (Laguna Nichupté y Laguna Arrecifal Akumal) en los cuales se presentaron los mayores porcentajes de nitrógeno, en comparación con el sitio de bajo desarrollo turístico (Puerto Morelos). Los valores de nitrógeno de los sitios de alto y mediano desarrollo fueron ligeramente superiores al valor de $1.92 \pm 0.05 \%$ y $1.82 \pm 0.40 \%$ reportado por Duarte (1990) y Fourqurean y Zieman (2002) para *T. testudinum* alrededor del mundo y en la Bahía de Florida, respectivamente. En la zona costera cercana a la ciudad de Miami, el contenido de nitrógeno fue de 3 % en *T. testudinum*, como reflejo de las actividades antropogénicas (Fourqurean *et al.*, 2005).

En la Laguna Nichupté y la Laguna Arrecifal Akumal, el mayor contenido de nitrógeno ocurrió durante 2013, lo cual puede ser explicado por las lluvias atípicas de 2500 mm en ese año, superando el valor promedio de 1300 mm anual de los últimos 50 años (CONAGUA, 2016). El acarreo de nitrógeno inorgánico disuelto asociado con esta intensa precipitación favoreció la disponibilidad e incremento en

el porcentaje de nitrógeno en las hojas de *T. testudinum*. Esto contrasta con el patrón del contenido de nitrógeno que preferentemente es mayor en la época de secas con respecto a la época de lluvias. Esto ha sido observado para *T. testudinum* en la Bahía de Florida (Fourqurean *et al.*, 2005). La mayor disponibilidad de especies nitrogenadas en la columna de agua y para las hojas de *T. testudinum* puede ser ocasionada por la tasa de evaporación durante la época seca que puede ocasionar una mayor concentración de nutrientes con respecto a la época de lluvias (Sánchez *et al.*, 2013).

Los reportes de nitrógeno en hojas de *T. testudinum* en el Caribe mexicano que existen corresponden con la época seca (Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007; Sánchez *et al.*, 2013). En el sitio de mayor desarrollo turístico (Cancún), el contenido de nitrógeno se incrementó en las hojas de *T. testudinum* de 2 % en 1995 a ~4% en 2012 y disminuyó en 2013 a 2014. En los años 2015 a 2016 se presentó un aumento en la época seca (Tabla VI). Por lo anterior, los resultados indicaron que durante la época de lluvias se presentó un mayor aporte de N de origen antropogénico y su efecto se vio reflejado en las hojas de *T. testudinum* durante los siguientes meses en la época de secas. En el sitio de mediano desarrollo se observó el mismo patrón en el contenido de nitrógeno para la época de secas.

El arrastre de nutrientes es un proceso que está asociado a la descarga de aguas continentales hacia el océano, incrementando su concentración y disponibilidad para los productores primarios. En el año 2013 la precipitación fue extraordinaria y se observó un aumento en el contenido de nitrógeno en las hojas de *T. testudinum* en los sitios clasificados como de alto y mediano desarrollo turístico. En este sentido, las lluvias extraordinarias tienen un efecto en el contenido de nitrógeno en las hojas de los pastos marinos, lo cual es hasta ahora documentado.

El contenido de nitrógeno en los sitios de alto y mediano desarrollo están por encima del valor de ~2 % característico de los pastos marinos a nivel global (Duarte, 1990; Fourqurean y Zieman, 2002), esto sugiere que *T. testudinum* no está limitado por nitrógeno en estas zonas, mientras que, en el sitio de bajo desarrollo turístico,

el contenido de nitrógeno en las hojas fue muy similar al reportado por estos autores, lo que indicaría una posible limitación de nitrógeno, lo cual será discutido más adelante en el tema de la razón N:P.

La limitación de fósforo en la producción primaria costera se asocia con frecuencia con los sistemas carbonatados, esto ocurre por la fuerte afinidad de adsorción y almacenamiento del fósforo en las partículas del sedimento (Fourqurean *et al.*, 1993; Morse *et al.*, 1985; Ferdie y Fourqurean, 2004). Otro punto importante es la disponibilidad biológica del fósforo el cual es regulado por procesos geoquímicos, el tamaño de grano del sedimento (Ertemeijer 1994), los sitios de adsorción, capacidad de amortiguamiento, saturación y disponibilidad biológica (McGlathery *et al.*, 1994), además de la disolución de carbonato (Jensen *et al.*, 1998; Burdige y Zimmerman, 2002), por lo tanto, está menos disponible para los productores primarios.

En pastos marinos se realizó una revisión de las respuestas a experimentos de enriquecimiento de nutrientes *in situ* (Ferdie y Fourqurean, 2004). Estos estudios incluían el enriquecimiento de nitrógeno y fósforo por separado, solo un experimento identificó claramente al fósforo como nutriente limitante en el crecimiento de pastos marinos en un sistema carbonatado (Ferdie y Fourqurean, 2004).

En este estudio, los valores del contenido de fósforo en tejido de *T. testudinum* fueron muy similares a los encontrados por Duarte (1990) en pastos alrededor del mundo, aunque en algunos casos, el contenido de fósforo en las hojas de este pasto fue muy inferior al valor característico de 0.2 % (Tabla VII). Esto sugiere que el fósforo pudiera actuar en algunos casos como limitante para el desarrollo de los pastos marinos. El contenido de fósforo de aguas subterráneas con influencia de aguas residuales esta enriquecido en la Península de Yucatán, con un aporte constante de fósforo hacia la columna de agua (Null *et al.*, 2014). Este nutriente puede estar limitando el crecimiento de productores primarios, (Pedersen y Borum, 1996; Valiela *et al.*, 1997).

Los valores de fósforo en hojas de *T. testudinum* solo han sido reportados para la época seca en Laguna Nichupté (0.13 a 0.17 %, Carruthers *et al.*, 2005), Puerto

Morelos (0.13 a 0.18 %, Carruthers *et al.*, 2005) y la laguna arrecifal Akumal (0.06 a 0.20 %, Mutchler *et al.*, 2007). Estos valores de fósforo son similares a los reportados en el presente estudio. Debido a que el fósforo en sistemas con sedimentos carbonatados es el principal elemento limitante por la interacción que tiene con el sedimento, donde es secuestrado (Fourqurean *et al.*, 1993) y está menos disponible para los productores primarios (sistema oligotrófico). Lo anterior soporta la posible limitación de fósforo en las praderas de pastos marinos en el área de estudio.

10.2. Razón N:P en la Laguna Nichupté, Puerto Morelos y Laguna Arrecifal Akumal

La razón nitrógeno: fósforo (N:P) es un factor importante en la composición de la productividad en los ambientes costeros, es utilizada como referencia para determinar si existe limitación de alguno de estos elementos en la columna de agua (Duarte, 1990; Fourqurean y Zieman, 2002; Larkum *et al.*, 2006). Se ha considerado que una razón N:P menor de 30:1 indica limitación de nitrógeno y una mayor de 30:1 de fósforo (Fourqurean y Zieman, 2002). De esta forma, el contenido de nutrientes en el tejido, así como la razón N:P en las hojas refleja las condiciones en los pastos marinos (Erftemeijer *et al.*, 1994; Udy y Dennison, 1997). En algunas ocasiones el contenido de nutrientes en el tejido de pastos marinos no cambia en respuesta a las condiciones de los nutrientes, pero se pueden observar cambios en las tasas de crecimiento (Udy y Dennison, 1997), variaciones en biomasa y carga de epibiontes (Atkinson y Seth, 1983; Duarte 1990; Baggett *et al.*, 2010).

La razón N:P varió de 32 ± 9 a 179 ± 26 en la Laguna Nichupté, en Puerto Morelos fue >30 excepto en 2011 y en la Laguna Arrecifal Akumal vario de 39 ± 13 a 101 ± 0.0 con excepción de 2013 y 2014 indicando una preferencial limitación de fósforo (Fourqurean y Zieman, 2002) en el Caribe mexicano. Esto sugiere un continuo suministro de nitrógeno que es asimilado por las praderas de pastos

marinos (Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007, 2010; Sánchez *et al.*, 2013). De hecho, el agua subterránea tiene una razón N:P de 79 a 595 en Laguna Nichupté y de 43 a 480 en Puerto Morelos, lo cual aportó evidencia de una fuente importante de nitrógeno (Null *et al.*, 2014) que pudiera estar influenciando a los productores primarios. En la Bahía de Florida, la razón N:P fue mayor de 30 en *T. testudinum*, sugiriendo que este pasto marino en ambientes tropicales se encuentra limitado por fósforo (Fourqurean *et al.*, 2005).

Los valores promedios de la razón N:P fueron mayores durante la temporada de secas vs. la temporada de lluvias en todas las localidades (Laguna Nichupté N:P = 81 vs. 38; Laguna Arrecifal Akumal N:P = 50 vs. 25 y Puerto Morelos N:P = 47 vs. 26). La razón N:P durante la época de secas en las tres localidades de estudio, presentaron patrones similares a las razones N:P obtenidas por otros autores (Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007, 2010) en estas zonas del Caribe mexicano. Mientras que en la época de lluvias hay limitación de nitrógeno en las localidades con mediano y menor desarrollo turístico. Por ejemplo, en la Bahía de Florida, la razón N:P no mostró un patrón con respecto a la época de lluvias o seca, debido a que otros procesos como la limitación de fósforo en sitios cercanos al Golfo de México, o a la intensidad de luminosidad ocasionó desviaciones importantes en la razón N:P (Fourqurean *et al.*, 2005).

10.3. Isótopos estables de nitrógeno en la Laguna Nichupté, Puerto Morelos y Laguna Arrecifal Akumal

Los procesos físicos y biológicos que fraccionan el nitrógeno en los sistemas costeros pueden hacer difícil la cuantificación precisa de las contribuciones de nitrógeno que proviene de diferentes fuentes (Hauck *et al.*, 1972; Bremner y Tabatabai, 1973; Hauck 1973; Mariotti *et al.*, 1988). Sin embargo, los estudios que se han llevado a cabo en acuíferos de aguas subterráneas en localidades relativamente prístinas y que tienen una potencial influencia de las descargas de nitrógeno antropogénico, han dado información valiosa de la fuente de la

contribución (Kreitler *et al.*, 1978; Gormly y Spalding, 1979; Kreitler, 1979). El enfoque que se ha utilizado en estos estudios ha servido para que en la actualidad las diferencias en el $\delta^{15}\text{N}$ entre los sitios de muestreo y los valores absolutos del agua subterránea puedan ser utilizados para evaluar las contribuciones de las diferentes fuentes.

Los productores primarios tienen una señal isotópica distintiva que reflejan el $\delta^{15}\text{N}$ de sus fuentes inorgánicas de nitrógeno, más una cantidad variable de fraccionamiento (es decir, un uso diferencial del ^{15}N y ^{14}N) durante la toma del nitrógeno (Fogel y Cifuentes 1993; Lajtha y Marshall 1994). La cantidad de fraccionamiento depende de la concentración del nitrógeno disponible (Pennock *et al.*, 1996) y de los procesos enzimáticos durante la asimilación de este (Wada y Hattori, 1978; Wada, 1980; Mariotti *et al.*, 1982), cuyo NID es limitante, el fraccionamiento puede no ser observado (Wada y Hattori, 1978; Wada *et al.*, 1980; Mariotti *et al.*, 1982; Pennock *et al.*, 1996).

La principal fuente de nitrógeno en muchas regiones costeras son las aguas residuales (Cole *et al.*, 1993). El nitrógeno llega a las aguas subterráneas principalmente como nitrato (Valiela *et al.*, 1992). De esta manera, el incremento en las concentraciones de nitratos a los acuíferos costeros da como resultado que las aguas residuales eleven la firma isotópica de las aguas subterráneas que entran a las lagunas costeras y estuarios (McClelly *et al.*, 1997). Debido a lo anterior, la medición de isótopos estables en los productores primarios como trazador de las fuentes de nutrientes al sistema marino, ha sido muy utilizado en estudios de tipo ecológico y de calidad del agua desde hace décadas.

En general, se han documentado algunos trabajos con el uso de las firmas isotópicas como trazadores ambientales en praderas de pastos marinos (e.g., Wooller *et al.*, 2003; Fourqurean *et al.*, 2005; Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007; Campbell y Fourqurean, 2009; Mutchler *et al.*, 2010; Sánchez *et al.*, 2013; Walton *et al.*, 2016). Específicamente, el $\delta^{15}\text{N}$ es un indicador útil para detectar un incremento en la descarga de componentes nitrogenados. Incluso una pequeña variación de estos compuestos puede causar un cambio detectable en la flora

marina (McClelly *et al.*, 1997). En aguas oligotróficas, el $\delta^{15}\text{N}$ es bajo en macroalgas, epifitas y pastos marinos, debido a las concentraciones de NID con valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 0 a 2 ‰ (Wada y Hattori, 1991; Shearer y Kohl, 1993; Yamamuro *et al.*, 2003). Que son enriquecidos por los procesos de fijación del nitrógeno atmosférico.

Por ejemplo, Yerson y Fourqurean (2003), realizaron un monitoreo al sur de la Bahía de Florida durante 3 años (1996-1998), reportaron cambios estacionales y anuales de las firmas isotópicas de nitrógeno, con valores del $\delta^{15}\text{N}$ de 1.1 a 2.2 ‰ (estacionales) y de 1 a 4.9 ‰ (anuales). Este mismo estudio se extendió hasta 2003, determinaron valores del $\delta^{15}\text{N}$ de -4.3 a 9.4 ‰, la variabilidad estuvo asociada con la disponibilidad de nitrógeno en el sistema. En pastos marinos que se encuentran cercanos a la costa de la ciudad de Miami, se reportaron valores para $\delta^{15}\text{N}$ de 9.4 ‰, que, evidenció fuentes de aporte antropogénico (Fourqurean *et al.*, 2005).

En el presente estudio, se realizó un monitoreo de 7 años del $\delta^{15}\text{N}$ en las hojas de *T. testudinum* detectándose una variabilidad de 3 ‰ en la escala espacial con máximos en las áreas más urbanizadas (Tabla XI). En la escala temporal, durante el período de 2010 a 2016 los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en las hojas de *T. testudinum* fueron de 7.6 ± 1.8 ‰ (lluvias) y 8.5 ± 1.1 ‰ (secas), estos valores caen en el mismo intervalo que los reportados por Sánchez *et al.* (2013) y Carruthers *et al.* (2005). Estos autores reportaron valores del $\delta^{15}\text{N}$ de 5.5 a 10.8 ‰ en pastos marinos para la Laguna Nichupté (Cancún) durante la época seca (Tabla XI).

Los mayores valores observados en la Laguna Nichupté pudieran deberse al incremento en la disponibilidad de nitrógeno resultado de los aportes de aguas residuales, lo cual coincide con lo observado por otros autores para esta zona (Carruthers *et al.*, 2005; Sánchez *et al.*, 2013) al evaluar las fuentes de nutrientes al sistema mediante la firma isotópica de pastos marinos. Estos valores del $\delta^{15}\text{N}$ en el tejido de pastos marinos está muy cercana a la señal isotópica de nitrógeno que se tiene para aguas residuales provenientes de las poblaciones urbanas (e.g. Heaton, 1986; McClelly *et al.*, 1997; Piñón-Gimate *et al.*, 2009).

Lo anterior nos indica que la fuente de aporte de nitrógeno en la zona de alto desarrollo turístico (Laguna Nichupté) son aguas residuales que se mezclan con las

aguas subterráneas, para ambas épocas; mientras que, en Puerto Morelos los valores obtenidos del $\delta^{15}\text{N}$ oscilaron de entre 0.1 a 6.5 ‰ para ambas épocas (Tabla XI), indicando que la fuente de aporte de nitrógeno es diferente de la Laguna Nichupté y pudieran ser las aguas subterráneas no mezcladas con aguas residuales (valores del $\delta^{15}\text{N}$ -2 a 4 ‰). El impacto es intermitente asociado a la variabilidad de precipitación pluvial y fenómenos de mesoescala.

Los valores promedio del $\delta^{15}\text{N}$ fueron mayores durante la temporada de secas vs. la temporada de lluvias en todas las localidades (Laguna Nichupté $\delta^{15}\text{N}$ 9.66 vs. 5.36 ‰; Laguna Arrecifal Akumal $\delta^{15}\text{N}$ 6.05 vs. 1.47 ‰ y Puerto Morelos $\delta^{15}\text{N}$ 4.12 vs. 0.99 ‰). Otros autores han determinado valores menores del $\delta^{15}\text{N}$ en la época de secas en Puerto Morelos y en la Laguna Nichupté (Carruthers *et al.*, 2005) así como en la Laguna Arrecifal Akumal (Mutchler *et al.*, 2007, 2010), el mismo patrón que se observó en el presente estudio.

Tabla XI. Valores de isótopos estables \pm desviación estándar ($\delta^{15}\text{N}$ ‰ vs. Aire) en hojas de *T. testudinum* de varios estudios en la región del Caribe.

Sitios	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Tipo de estudio	Referencias
Sur de Florida	-1.2 a 3.7	Variaciones temporales	Yerson y Fourqurean (2003)
Sur de Florida	-4.3 a 9.4	Patrones espaciales	Fourqurean <i>et al.</i> , (2005)
Sur de Florida	1.9 a 3.2		Zieman <i>et al.</i> , (1984)
Sur de Florida	2.8 a 3.2		Behringer y Butler, (2006)
Bahía de Florida	5.7 a 6.3	Variaciones estacionales	Fourqurean y Schrlau, (2003)
Bahía de Florida	3.7		Harrigan <i>et al.</i> , (1989)
Bahía de Florida	-1.0 a 9.4		Corbett <i>et al.</i> , (1999)
Bahía de Florida	5.3 a 5.9		Orem <i>et al.</i> , (1999)
Cayos de Florida	5.5		Schwamborn y Criales, (2000)

Caribe Mexicano

Zona con alto desarrollo turístico

	5.5 a 9.1	Influencia de aguas subterráneas y residuales	Carruthers <i>et al.</i> , (2005)
Cancún (Laguna Nichupté)	6.8 a 10.8		Sánchez <i>et al.</i> , (2013)
	6.7 a 9.7	Secas	Este estudio
	5.4 a 9.5	Lluvias	

Zona con mediano desarrollo turístico

Xa'ak y Akumal	3.4 a 8.0		Mutchler <i>et al.</i> , (2007,2010)
Tulum y Akumal	7.0 a 8.8		Sánchez <i>et al.</i> , (2013)
Laguna Arrecifal Akumal	0.5 a 6.0 1.5 a 4.7	Secas Lluvias	Este estudio

Zonas con bajo desarrollo turístico

Puerto Morelos	1.7 a 1.9		Carruthers <i>et al.</i> , (2005)
Sian Ka'an	4.9 a 6.7		Mutchler <i>et al.</i> , (2010)
Puerto Morelos y Mahahual	0.2 a 3.5		Sánchez <i>et al.</i> , (2013)
Puerto Morelos	0.9 a 4.1 0.1 a 6.5	Secas Lluvias	Este estudio

10.4. Pastos Marinos como trazadores ecológicos y ambientales

Los pastos marinos tienen un rango de vida más largo (~un año) que otros productores primarios y que, al estar reflejando las condiciones del ecosistema por un periodo de tiempo, es posible considerar a estos productores primarios como buenos trazadores ecológicos y ambientales del aporte de nutrientes.

Lo anterior, se puede considerar debido a que los tejidos pueden reflejar la relativa disponibilidad de los nutrientes en la columna de agua del ambiente (Fourqurean *et al.*, 2005).

11. CONCLUSIONES

El contenido de nitrógeno muestra que las fuentes de nitrógeno en los diferentes sitios son variables. Se observó que en la Laguna Nichupté se encuentra más disponible, probablemente por los aportes de nutrientes provenientes de las aguas residuales de la ciudad de Cancún.

El contenido de fósforo muestra que en la región sí hay aportes de fósforo a pesar del subsuelo de tipo cárstico, el nutriente se encuentra disponible tanto en las aguas subterráneas como en los aportes provenientes del mar, aun siendo considerado como un sistema oligotrófico.

La razón N:P en tejido de *T. testudinum* decrece durante la época de lluvias en todas las localidades, debido a la dilución de nitrógeno de fuentes externas. En secas, los valores de N:P indican aporte de nitrógeno antropogénico. Por lo que, las praderas de pastos marinos no están limitadas de nitrógeno.

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* sugieren que la principal fuente de aporte de nitrógeno para Laguna Nichupté son aguas residuales, y que los pastos lo están utilizando en esta localidad debido a que la señal isotópica en este sitio se registraron los valores máximos.

En Puerto Morelos la señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ registró los valores mínimos, demostrando aportes de aguas subterránea con descargas ocasionales de agua de tipo antropogénico, aunque también es probable que el tiempo de residencia ayude a que el sistema se mantenga oligotrófico.

12. REFERENCIAS

Albanis, A.T., Sakellarides, T.M., Hela, D.G., Konstantinou, I.K. (1998). Monitoring of pesticide residues and their metabolites in surface and underground waters of Imathia (N. Greece) by means of solid phase extraction disks and gas chromatography. *Journal of Chromatography*. 823 (1-2): 59-71.

Anderson, W.T., Fourqurean, J.W., (2003). Intra and interannual variability in seagrass carbon and nitrogen stable isotopes from south Florida, a preliminary study. *Organic Geochemistry* 34, 185-194.

Aranda-Cirerol, N. (2001). Alimentando al mundo, envenenando al planeta: eutrofización y calidad de agua. *Avance y Perspectiva*. México, 20: 293-303.

Aranda-Cirerol, N. (2004). Eutrofización y calidad del agua de una laguna costera tropical. Tesis doctoral. Univesitat de Barcelona, Barcelona, España. 230 p.

Atkinson, M.J., y Smith, S.V. (1983). C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnology and Oceanography*. 28: 568-574.

Ayala-Rodríguez, G. (2008). Grupos funcionales del fitoplancton y estado trófico del Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México. 149 p.

Baggett, L.P., Heck Jr, K.L., Frankovich, T.A., Armitage, A.R., Fourqurean, J.W. (2010). Nutrient enrichment, grazer identity, and their effects on epiphytic algal assemblages: Field experiments in subtropical turtlegrass *Thalassia testudinum* meadows. *Marine Ecology Progress Series*. 406: 33-45.

Behringer, Jr, D.C., Butler, IV, M.J. (2006). Trophic structure in a tropical hard-bottom community; a stable-isotope analysis. *Oecologia*. 148:334-341.

Braga, E., Bonetti, C.V.D.H., Burone, L. y Bonetti, Filho, J. (2000). Eutrophication and Bacterial Pollution Caused by Industrial and Domestic Wastes at the Baixada Santista Estuarine System-Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 40:2. 165-173.

Bremner, J.M., y Tabatabai, M.A. (1973). Nitrogen-15 enrichment of soils and soil-derived nitrate. *Journal Environment Quality*. 2:363-365.

Brito, A.C., Newton, P. Tett, Fernandez, T.F. (2012). How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modeling investigation. *Estuaries Coastal Shelf S*. 112:98-104.

Boly, J.J., Yerson, B., Brooks, W., Eichbaum, W.M. Goldman, L.R., Harleman, D.F., Howarth, R, Huggett J., Keinath, T.M., Mearns, A, J., O'melia, C., Roesner, L.A., Rose, J., Schubel, J.R. (1993). Managing wastewater in coastal urban areas. Committee on wastewater management for coastal urban areas National Research Council. National Academy of Sciences. USA. 478 p.

Carey C. C., K.C. Weathers y K.L. Cottingham. (2009). Increases in phosphorus at the sediment-water interface may accelerate the initiation of cyanobacterial blooms in an oligotrophic lake. *Verhylungen des Internationalen Verein Limnologie*. 30: 1185-1188.

Carriquiry, J. D., Barranco-Servin, L. M., Villaescusa, J. A., Camacho-Ibar, V. F., Reyes-Bonilla, H., y Cupul-Magaña, A. L. (2013). Conservation and sustainability of Mexican Caribbean coral reefs and the threats of a human-induced phase-shift. *In Environmental Change and Sustainability*. InTech.

Carruthers, T.J.B., van Tussenbroek, B.I., Dennison, W.C. (2005). Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 191-199.

Cloern, J. E. (1999). The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology*. 33: 3-16.

Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210:223 – 253.

CNA. (1991). Saneamiento del acuífero subyacente a la ciudad de Cancún y del sistema Lagunar de Laguna Nichupté, Cancún Q. Roo; Comisión Nacional del Agua. Gerencia Estatal Quintana Roo.

CNA. (1992). Estudio de calidad del Agua del Sistema Lagunar Laguna Nichupté, Quintana Roo, Comisión Nacional del Agua. Gerencia Regional Sureste, Gerencia Estatal Quintana Roo.

Cole, J. J., Peierls, B. L., Caraco, N. F., y Pace, M. L. (1993). Nitrogen loading of rivers as a human-driven process. *In Humans as components of ecosystems* (pp. 141-157). Springer, New York, NY.

Collado Vides, L., González González, J., y Ezcurra, E. (1995). Patrones de distribución ficoflorística en el sistema lagunar de Nichupté, Quintana Roo, México. *Acta Botánica Mexicana*, (31).

CONAGUA. (2010). Reporte del clima en México-Reporte Anual 2010. Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional. Gerencia de Meteorología y Climatología. Subgerencia de Pronostico a Mediano y Largo Plazo. Pp. 18.

CONAGUA. (2012). Atlas Anual del agua. Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional. Pp. 142

CONAGUA. (2011). Reporte del clima en México-Reporte Anual 2011. Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional. Gerencia de Meteorología y Climatología. Subgerencia de Pronostico a Mediano y Largo Plazo. Pp. 18.

CONAGUA (2015). Reporte del clima en México-Reporte Anual 2015. Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional. Gerencia de Meteorología y Climatología. Subgerencia de Pronostico a Mediano y Largo Plazo. Pp. 30.

CONAGUA (2016). Reporte del clima en México. Julio 2016. Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional. Gerencia de Meteorología y Climatología. Subgerencia de Pronostico a Mediano y Largo Plazo. Año 6, Número 7. Pp. 30.

Corbett, D.R., Chanton, J., Burnett, W., Dillon, K., Rutkowski, C., Fourqurean, J.W., (1999). Patterns of groundwater discharge into Florida Bay. *Limnology and Oceanography* 44, 1045-1055.

Constanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C., Loneragan, N.R., Thomas, M. (2001). A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Marine Pollution Bulletin*. 42(2): 149-156.

De la Lanza, G., Hernández Pulido, S., Penie Rodríguez, I., y Gómez, J. C. (2006). Calidad del agua de las playas del Municipio Solidaridad. *Revista de Medio Ambiente, Turismo y Sustentabilidad*. Publicación de la Dirección de Medio Ambiente del H. Ayuntamiento del Municipio Solidaridad en colaboración con la Universidad del Caribe. 2(1), 25-43.

Dell'Anno, A., Mei, M. L., Pusceddu, A., y Danovaro, R. (2002). Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter, *Marine Pollution Bulletin*. 44, 611-622.

den Hartog, C., Phillips, R.C., (2001). Common structures and properties of seagrass beds fringing the coasts of the world. *In*: Reise, K. (Ed.), *Ecological Comparisons of Sedimentary Shores*. Springer, Berlin, pp. 195-212.

Díaz, J.M., L.M. Barrios y D.I. Gómez-López (Eds). (2003). Praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico INVERMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 10. 160 p.

Duarte, C.M. (1990). Seagrass nutrient content. Marine Ecology Progress Series. 67: 201-207.

Duarte, C.M. (1995). Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. Ophelia 41: 87–112.

Erftemeijer, P.L.A. (1994). Differences in nutrient concentrations and resources between seagrass communities on carbonate and terrigenous sediments in South Sulawesi, Indonesia. Bull. Mar. Sci. 54: 403-419.

Escolero, O. A., Marín, L. E., Steinich, B., Pacheco, A. J., Cabrera, S. A., y Alcocer, J. (2002). Development of a Protection Strategy of karstic Limestone aquifers: The Mérida Yucatán, Mexico Case Study. Water Resources Management. 16: 351-367.

EXYCO, S.A. (1989). Estudio de exploración geohidrológica en la región costera nororiental del Estado de Quintana Roo (zona Cancún-Tulum-Coba). Estudios Hidrogeoquímicos y piezométricos en la región costera del Estado de Quintana Roo.

Ferdie, M., Fourqurean, J.W. (2004). Responses of seagrass communities to fertilization along a gradient of relative availability of nitrogen and phosphorus in a carbonate environment. Limnology and Oceanography. 49: 2082-2094.

Ferreira, J. G., Yersen, J.H., Borja, A., Bricker, S., Camp, J., Cardoso, M., Garcés, E., Heiskanen, A., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., Claussen, U. (2011). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. Estuarine Coastal Shelfsea. 93: 117-131.

Fogel, M. L., y Cifuentes, L. A. (1993). Isotope fractionation during primary production. In Organic geochemistry (pp. 73-98). Springer, Boston, MA.

Foley, J.E., Sokolow, S.H., Girvetz, E., Foley, P. (2005). Spatial epidemiology of Caribbean yellow band syndrome in *Montastrea spp.* coral in the eastern Yucatan, Mexico, Hydrobiology. 548, 33–40.

Fourqurean, J.W. y Zieman, J. (2002). Nutrient content of the seagrass *Thalassia testudinum* reveals regional patterns of relative availability of nitrogen and phosphorus in the Florida Keys USA. Biogeochemistry. 61:229-245.

Fourqurean, J.W., Schrlau, J.E. (2003). Changes in nutrient content and stable isotope ratios of C and N during decomposition of seagrasses and mangrove leaves

along a nutrient availability gradient in Florida Bay. *Chemistry and Ecology* 19, 373-390.

Fourqurean, J.W., Escorcia, S.P., Yerson, W.T., Zieman, J.C. (2005). Spatial and seasonal variability in elemental content, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$ of *Thalassia testudinum* from south Florida and its implications for ecosystem studies. *Estuaries* 28,447-461.

Gallegos, M.E., Merino, M., Marba, N., Duarte, C.M. (1993). Biomass and dynamics of *Thalassia testudinum* in the Mexican Caribbean: elucidating rhizome growth. *Marine Ecology Progress Series*. 95: 185-192.

García, M.A. (2014). Estudio del origen y variación temporal de la materia orgánica en sedimentos del Refugio de Fauna "Laguna Guanaroca", Cienfuegos, Cuba. Tesis de Doctorado Universidad Central "Marta Abreu" de las villas. 65 p.

Garza-Pérez J.R. (2004). "Información y Manejo para la Protección de la Biodiversidad de la Barrera Arrecifal de México: Evaluación de Variables, Modelación Espacial del Hábitat y SIG". Tesis que presenta para obtener el grado de Doctor en Ciencias en la especialidad de Ciencias Marinas. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Mérida Departamento de Recursos del Mar. 184 pp.

Glantz, S.A. (2002). Alternatives to analysis of variant and the t-test based in ranks. *In Primer of biostatistics*. 5a. Edition, Chapter 10. McGraw-Hill, USA.

Gómez-López, D.I., Díaz, J.M., y Barrios, L.M. (2003). Las fanerógamas marinas: plantas que fundamentan un ecosistema. Pp. 15-24. En Díaz, J.M., L. M. Barrios y D. I. Gómez-López (Eds). (2003). Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 10, Santa Marta.

Gómez-Pedroso, C.A. (1987). Taxonomía y variaciones espaciotemporales de las algas marinas bentónicas de Puerto Morelos, Quintana Roo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada. 66 p.

Gormly, J.R., y Spalding, R.F. (1979). Sources and concentrations of nitrate-nitrogen in ground water of the central platte region, Nebraska. *Ground Water*. 17: 2914-301.

Granel, C.E. y Gález, H. L. (2002). Deterioro de la calidad de agua subterránea por el desarrollo poblacional: Cancún, Q. Roo. *Ingeniería*. 6-3:41-53.

Güler, C., Thyne, G.D., McCray, J.E., Turner, A.K. (200). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data: *Hydrogeology Journal*. 10, 455-474.

Harrigan, P., Zieman, J.C., Macko, S.A. (1989). The base of nutritional support for the gray snapper (*Lutjanus griseus*): an evaluation based on a combined stomach content and stable isotope analysis. *Bulletin of Marine Science* 44, 65-77.

Hauck, R. D., Bartholomew, W. V., Bremner, J. M., Broadbent, F. E., Cheng, H. H., Edwards, A. P., y Kohl, D. H. (1972). Use of variations in natural nitrogen isotope abundance for environmental studies: a questionable approach. *Science*, 177 (4047), 453-456.

Hauck, R.D. (1973). Nitrogen tracers in nitrogen cycle studies past use and future needs. *Journal Environmental Quality*. 2: 317-326.

Heaton, T.H.E. (1986). Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chemical Geology*. 59: 87-102.

Heip, C. (1995). Eutrophication and Zoobenthos Dynamics. *OPHELIA*, 41, 113-136.

Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le-Cossec, A., Monroy-Rios, E. (2011). Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 218 (1-4): 517-528, <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-010-0664-x>.

Hernández-Terrones, L. M., Null, K.A., Ortega-Camacho, D., Paytan, A. (2015). Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Continental Shelf Research*. 102: 62-72.

Herrera-Silveira, J.A., Aranda, C.N., Troccoli, G, L, Comín, F.A. y Madden, C.E. (2000). Eutrofización costera en la Península de Yucatán. En: Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Volumen 2. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Ecología, A.C. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. 823 -847.

Herrera-Silveira, J.A. y Morales-Ojeda, S.M. (2010). 13 Subtropical Karstic Coastal Lagoon Assessment, Southeast Mexico. *In: Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*, 307-333.

Hinrichsen, D. (2011). The atlas of coasts and oceans: ecosystems, threatened resources, marine conservation. University of Chicago Press. Chicago. 128 p.

Hopkinson, C.S., y Vallino, J. (1995). The nature of watershed perturbations and their influence on estuarine metabolism, *Estuaries*, 18: 598 -621.

INEGI - CONABIO-INE. (2007). Ecorregiones de México, nivel IV, escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto Nacional de Ecología, México.

INEGI. (2011). Anuario de estadísticas por entidad federativa. Edición 2011. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. Pp. 596.

INEGI. (2016). Anuario de estadísticas por entidad federativa. Edición 2016. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. Pp. 742.

Kreitler, C.W., Ragone, S., y Katz, B.G. (1978). N^{15}/N^{14} ratios of ground-water nitrate, Long island, New York. *Ground Water*. 16: 404-409.

Kreitler, C.W. (1979). Nitrogen-isotope ratio study of soils and groundwater nitrate from alluvial fan aquifers in Texas. *Journal Hydrology*. 42: 147-170.

Lamb, K., y Swart, P.K. (2008). The carbon and nitrogen isotopic values of particulate organic material from the Florida Keys: a temporal and spatial study. *Coral Reefs* 27, 351-362.

Lara-Lara, J.R., Arreola-Lizárraga J.A., Calderón-Aguilera L.E., Camacho-Ibar V.F., de la Lanza-Espino G., Escofet-Giansone A., Espejel-Carbajal M.I., Guzmán-Arroyo M., Ladah L.B., López-Hernández M., Meling-López E.A., Moreno-Casasola., Barceló P., Reyes-Bonilla H., Ríos-Jara E. y Zertuche-González, J.A. pp. 109-134. Conabio, México. (2008). Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. *En Soberón J. Halffter G. y Llorente-Bousquets J. Comp. Capital natural de México, vol. I : Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, pp. 109-134.*

Lathja, K., y Michener, R.H. (1994). *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Lathja K., Michener, R.H. Eds. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 316 p.

Lapointe, B.E. (1997). Nutrient the holds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnology and Oceanography*. 42:1119-1131.

Lapointe, B., Barile P., y Matzie W. (2004). Anthropogenic nutrient enrichment of seagrass and coral reef communities in the Lower Florida Keys: discrimination of local versus regional nitrogen sources. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 308, 23-58.

Magaña-Álvarez, M. (2004). Distribución de nutrientes y su efecto en el nivel trófico de la laguna Macapule, Sinaloa. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Sinaloa, México.

Marín, L., Perry, E., Essaid, H., y Steinich, B. (2001). Hydrogeological Investigations and Numerical Simulation of Groundwater Flow in the Karstic Aquifer of Northwestern Yucatan, Mexico. First International Conference on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers Monitoring, Modeling, and Management, Essaouira, Morocco.

Mariotti, A., Mariotti, F., Champigny, M-L., Amarger, N., y Moyses, A. (1982). Nitrogen isotope fractionation associated with nitrate reductase activity and uptake of NO₃ by pearl millet. *Plant Physiol.* 69: 880-884.

Mariotti, A., Landreau, A., y Simon, B. (1988). ¹⁵N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: Application to the chalk aquifer of north France. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 52: 1869-1878.

Matthes, L. (2008). Analysis and evaluation of ground and surface water quality and groundwater flow in the northern aquifer of Quintana Roo, Mexico. *In: Gutiérrez-Aguirre, M.A. y Cervantes-Martínez, A. (comps.). Estudio geohidrológico del norte de Quintana Roo, México. Universidad de Quintana Roo y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México. pp. 67-106.*

McClelly, J.W., Valiela, I., Michener, R.H. (1997). Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: a record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography.* 42: 930-937.

Merino, M., Czitrom, S., Jordán, E., Martín, E., Thomé, P., Moreno, O. (1990). Hydrology and rain flushing on the Nichupté Lagoon system, Cancún, México. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 30: 223-237.

Merino Ibarra, M. (1992). Afloramiento en la plataforma de Yucatán: Estructura y Fertilización. Tesis Doctoral, Unidad Académica de los Ciclos Profesional y de Posgrado del Colegio de Ciencias y Humanidades, Universidad Nacional Autónoma de México. 255 pp.

Merino, M., González, A., Reyes, E., Gallegos, M., y Czitrom, S. (1992). Eutrophication in the lagoons of Cancún, México. *Science of the Total Environment. Supplement.* 861-870.

Moncheva, S., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K., y Krastev, A. (2001). Phytoplankton Blooms in Black Sea and Mediterranean Coastal Ecosystems Subjected to Anthropogenic Eutrophication: Similarities and Differences. *Estuarine Coastal and Shelf Science.* 53: 281-295.

Morse, J.W., Zullig, J.J., Bernstein, L.D., Millero, F.J., Milne, P., Mucci, A., Choppin, G.R. (1985). Chemistry of calcium carbonate-rich shallow water sediments in the Bahamas. *American Journal of Science.* 285: 147-185.

Mutchler, T., Dunton, K.H., Townsend-Small, A., Fredriksen, S., Rasser, M.K. (2007). Isotopic and elemental indicators for nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 774, 449-457.

Mutchler, T., Mooney, R.F., Wallace, S., Podsim, L., Fredriksen, S., Dunton, K.H. (2010). Origins and fate of inorganic-nitrogen from land to coastal ocean on the

Yucatan Peninsula, Mexico. In Kennish, M.J., Paerl, H.W. (Eds.), *Coastal Lagoons Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Press, Florida, pp. 285-305.

Nixon, S.W. (1995). Coastal Marine Eutrophication: A Definition, Social Causes, And Future Concerns. *OPHELIA*, 41: 199-219.

NRC (National Research Council). (2000). *Clean Coastal Waters. Understanding and Reducing the effects of Nutrient Pollution*. National Academy of Science. NATIONAL Academic Press. Washington, D.C. USA. 405 pp.

Null, K.A., Knee L. K., Crook, E.D., de Sieyes, N.R. Rebolledo-Vieyra, M., Hernández-Terrones, L., Paytan A. (2014). Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research*. 77: 38-50.

Nyenje, P.M., Foppen, J.W., Uhlenbrook, S., Kulabako, R., Muwanga, A. (2010). Eutrophication and nutrient release in urban areas o sub-Saharan Africa a review. *Science Total Environment*. 408:447-455.

Orem, W.H., Holmes, C.W., Kendall, C., Lerch, H.E., Bates, A.L., Silva, S.R., Boylan, A., Corum, M., Marot, M.E., Hedgman, C. (1999). Geochemistry of Florida Bay sediments: nutrient history at five sites in eastern and central Florida Bay. *Journal of Coastal Research* 15, 1055-1071.

Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck Jr., K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik o, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.L. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* 56, 987–996.

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. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 65-75.

Páez-Osuna, F., Ramírez-Reséndiz, G., Ruiz-Fernández, C., y Soto-Jiménez, M.F. (2007). La contaminación por nitrógeno y fosforo en Sinaloa: Flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. *Serie Laguna Costeras de Sinaloa*. F, Páez-Osuna (Eds.). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Autónoma de México. 304 p.

Pedersen MF., Borum, J. (1996). Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*. 142:261–272.

Pelley, J. (1998). Is Coastal Eutrophication Out of Control? *Environmental Science and Technology*, 32:19, 462A-466A.

Penna, N., Capellacci, S., y Ricci, F. (2004). The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 3-4, 321-326.

Pennock, J. R., Velinsky, D. J., Ludlam, J. M., Sharp, J. H., y Fogel, M. L. (1996). Isotopic fractionation of ammonium and nitrate during uptake by *Skeletonema costatum*: Implications for $\delta^{15}\text{N}$ dynamics under bloom conditions. *Limnology and Oceanography*, 41(3), 451-459.

Perry, E., Velázquez-Oliman, G. y Marín, L. (2002). The hydrogeochemistry of the Karst Aquifer System of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. *International Geology Review*. 44:191-221.

Phillip, R.C., y Durako, M.J. (2000). Global status of seagrasses. Cap. 107 (pp. 1-16, Vol. 3), In: C. Sheppard (Ed.), *Seas at the Millenium: An Environmental Evaluation*. Elsevier Science Amsterdam.

Piñón-Gimate, A., Soto-Jiménez, M.F., Ochoa-Izaguirre, M.J., García-Pagés, 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. *Marine Pollution Bulletin*. 58: 1144-1151.

Rabalais, N.N. (1999). Changes in Mississippi River Nutrient Fluxes and Consequences for the Northern Gulf of Mexico Coastal Ecosystem. *Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone*. LOICZ Newsletter No. 13.

Redfield, A.C. (1934). On the proportions of organic derivatives in seawater and their relation to the composition of plankton. *In: Daniel, R.J., (Ed.)*. James Johnson Memorial Volume, Liverpool Univ. Press, Liverpool, pp. 177-192.

Reyes, E., y Merino, M. (1991). Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries*, 14(4). 372-381.

Rivera-Arriaga, E. y Villalobos. G. (2001). The coast of Mexico; approaches for its management. *Ocean and Coastal Management*, 44:11-12. 729-756.

Roy, R. E. (2004). Akumal s reefs: Stony coral communities along the developing Mexican Caribbean coastline. *Revista de biología tropical*. 52(4). 869-881.

Ruiz, M. 2008. Biología de *Chelonia mydas* en Akumal, México. Tesis de Maestría, Biodiversidad animal y conservación. Valencia, España, 55 pp.

Ruíz-Rentería, F., B. I. van Tussenbroek y E. Jordán-Dahlgren. 1998. Puerto Morelos, Quintana Roo, México. pp. 57-66. *In*: Kjerfve, B. J. (Ed.) CARICOMP-Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove Sites. UNESCO, Paris. 345 p.

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

Sánchez, A., Ortiz-Hernández, M.C., Talavera-Sáenz, A., Aguiñiga-García, S. (2013). Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean: Implications of anthropogenic development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 135, 86-93.

Sánchez-Sánchez, J. A., Álvarez-Legorreta, T., Pacheco-Ávila, J. G., González-Herrera, R. A., y Carrillo-Bibriezca, L. (2015). Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas del sur del estado de Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(1), 62-76.

Schwamborn, R., Criales, M.M. (2000). Feeding strategy and daily ration of juvenile pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) in a south Florida seagrass bed. *Marine Biology* 137, 139-147.

Schmitter-Soto, J.J., Comín, F.A., Escobar-Briones, E., Herrera-Silveira, J., Alcocer, J., Suárez-Morales, E., Elías-Gutiérrez, M., Díaz-Arce, V., Marín, L.E., Steinich, B. (2002). Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). *Hydrobiologia*. 467: (1-3), 215-228.

SEDETUR. (2016). Estadísticas turísticas enero-diciembre 2016. Secretaria de Turismo.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales SEMARNAT. (2010). "INVENTARIO DE ORDENAMIENTOS ECOLÓGICOS. MAYO DE 2010". Disponible en Internet: http://www.semarnat.gob.mx/queessearnat/politica_ambiental/ordenamientoecologico/Documents/documentos%20ordenamiento/Inventario_oes_mayo_2010.pdf

Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*. 10(2), 126-139.

Strickly, J.D.H. y Parsons, T.R. (1972). A practical handbook of seawaters analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can. Ottawa*. 197:1-20. 170 p.

Suárez-Morales E. y E. Rivera-Arriaga (2000). "The aquatic fauna of karstic environments in the Yucatan Peninsula, Mexico: an updated overview", *In*: Munawar M., S. G. Lawrence, I. F. Munawar & D. F. Malley (eds.). *Aquatic ecosystems of Mexico*. Status & Scope. The Netherlys: Backhuys Publishers, 151-164.

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

Teichberg, M., Fox, S. E., Olsen, Y. S., Valiela, I., Martinetto, P., Iribarne, O. y Páez-Osuna, F. (2010). Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva spp.* *Global Change Biology*, 16(9), 2624-2637.

Udy, J.W., y Dennison, W.C. (1997). Growth and physiological response of three seagrass species to elevated sediment nutrients in Moreton Bay, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 217: 253-277.

US-EPA. (2001). Nutrient Criteria Technical Guidance Manual. Estuarine and Coastal Marine Waters. In U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water 4303. EPA-822-B-01-003.

van Tussenbroek, B.I. (1995). *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Marine Biology*. 122: 33-40.

Valiela, I., Foreman, K., LaMontagne, M., Hersh, D., Costa, J., Peckol, P., Demeo-Yerson, B. M., D'Avanzo, C., Babione, M., Sham, C-H., Lajtha, K. (1992). Couplings of watersheds and coastal waters: sources and consequences of nutrient enrichment in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries* 15, 443-457.

Valiela, I., McClelly, J., Hauxwell, J., Behr, P., Hersh, D., y Foreman, K. (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology. Oceanographic*. 42: 1105-1118.

Vargas-González, H.H., Arreola-Lizárraga, J.A., Mendoza-Salgado, R.A., Méndez-Rodríguez, Lechuga-Devéze, C., Padilla-Arredondo, G., Córdoba-Matson, M. (2014) Effects of sewage discharge on trophic state and water quality in a coastal ecosystem of the Gulf of California. *Scientific World Journal*. doi:10.1155/2014/618054.

Vollenweider, R.A. (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control. *In*: R.A. Vollenweider, R. Marchetti y R. Viviani. Ed. *Marine Coastal Eutrophication. Proceedings of an International Conference, Bologna, Italy*. 1310 p.

Vollenweider, R.A., F. Giovanardi, G. Montanari y A. Rinaldi. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a Trophic Scale, Turbidity and generalized Water Quality Index. *Envirometrics*. 9: 329-357.

Wada, E., y Hattori, A. (1978). Nitrogen isotope effects in the assimilation of inorganic nitrogenous compounds by marine diatoms. *Geomicrobiology Journal*, 1(1), 85-101.

Wada, E., y Nakamura, K. (1980). Nitrogen and carbon isotopes in soil with special reference to the diagnosis of organic matter. *Chikyu Kagaku*, 14(1), 7-15.

Wada, E. (1980). Nitrogen isotope fractionation and its significance in biogeochemical processes occurring in marine environments. *Isotope marine chemistry*, 375-398.

Walton, M. E. M., Al-Maslamani, I., Haddaway, N., Kennedy, H., Castillo, A., Al-Ansari, E. S., y Le Vay, L. (2016). Extreme ^{15}N depletion in seagrasses. *Estuaries and Coasts*, 39(6), 1709-1723.

Wasmund, N., Voss, H., Lochte, K. (2001). Evidence of nitrogen fixation by non-heterocystous cyanobacteria in the Baltic Sea and recalculation of a budget of nitrogen fixation. *Marine Ecology progress series*. 214: 1-14.

Waycott, M., Procaccini, G., Les, D.H., Reusch, T.B.H. (2006). Seagrass evolution, ecology, and conservation: a genetic perspective. *In*: Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology, and Conservation*. Springer, The Netherlands, pp. 25–50.

Yamamuro, M., Kayanne, H., y Yamano, H. (2003). $\delta^{15}\text{N}$ of seagrass leaves for monitoring anthropogenic nutrient increases in coral reef ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 452-458.

Yamamuro, M., Kana, A., y Uchida, S. (2004). Carbon and nitrogen stable isotope ratios of the tissues and gut contents of a dugong from the temperate coast of Japan. *Mammal Study*. 29: 179-183.

Zar, J. (1984). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall. 2nd Ed. pp 718.

Zieman, J.C., Macko, S.A., Mills, A.L. (1984). Role of seagrasses and mangroves in estuarine food webs: temporal and spatial changes in stable isotope composition and amino acid content during decomposition. *Bulletin of Marine Science* 35, 380-392.