



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



$\delta^{15}\text{N}$ EN *Thalassia testudinum* COMO
INDICADOR DE IMPACTO ANTROPOGÉNICO
EN LA REGIÓN COSTERA DE MAHAHUAL,
QUINTANA ROO, MÉXICO.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

PRESENTA

LAURA ADRIANA RODRÍGUEZ JUÁREZ

LA PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR, DICIEMBRE DE 2011



SIP-14 BIS

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA 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 30 del mes de Noviembre del 2011 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:

**" $\delta^{15}\text{N}$ EN *Thalassia testudinum* COMO INDICADOR DE IMPACTO ANTROPOGÉNICO
EN LA REGIÓN COSTERA DE MAHAHUAL, QUINTANA ROO, MÉXICO"**

Presentada por el alumno:

RODRÍGUEZ
Apellido paterno

JUÁREZ
materno

LAURA ADRIANA
nombre(s)

Con registro:

B	0	9	1	3	8	5
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

MAESTRIA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

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

Directores de Tesis

DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
Director de Tesis

DRA. MARIA CONCEPCIÓN ORTIZ HERNÁNDEZ
2ª. Directora de Tesis

DR. SERGIO AGUIRRE GARCÍA

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE

MC. JOSÉ RICARDO PALOMARES GARCÍA

PRÉSIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ





INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 01 del mes diciembre del año 2011
el (la) que suscribe BIÓL. LAURA ADRIANA RODRÍGUEZ JUÁREZ alumno(a) del
Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS
con número de registro B091385 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 DRA. MARÍA CONCEPCIÓN ORTIZ HERNÁNDEZ
y cede los derechos del trabajo titulado:

"δ¹⁵N EN *Thalassia testudinum* COMO INDICADOR DE IMPACTO ANTROPOGÉNICO
EN LA REGIÓN COSTERA DE MAHAHUAL, QUINTANA ROO, MÉXICO"

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: rodriguezl@gmail.com - macortizh@gmail.com - alsanchezg@ipn.mx

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

BIÓL. LAURA ADRIANA RODRÍGUEZ JUÁREZ

nombre y firma

ÍNDICE

	Página
Lista de figuras.....	<i>ii</i>
Lista de tablas.....	<i>ii</i>
Glosario y Abreviaturas.....	<i>iii</i>
Resumen.....	<i>iv</i>
Abstract.....	<i>v</i>
1 Introducción.....	1
2 Antecedentes.....	5
2.1 Antecedentes generales.....	5
2.2 Antecedentes regionales.....	7
3 Planteamiento del problema.....	11
4 Hipótesis.....	12
5 Objetivos.....	13
5.1 Objetivo general.....	13
5.2 Objetivos particulares.....	13
6 Área de estudio.....	14
7 Material y métodos.....	17
7.1 Análisis fisicoquímico de muestras de agua.....	18
7.2 Análisis de nutrimentos en muestras de agua.....	18
7.3 Análisis isotópico de muestras de pastos marinos y mangle.....	19
7.4 Análisis isotópico de muestras de sedimento.....	20
7.5 Aplicación del índice de eutrofización por nutrimentos.....	20
8 Resultados.....	22
8.1 Análisis fisicoquímico de muestras de agua.....	22
8.1.1 Salinidad.....	22
8.1.2 Temperatura.....	23
8.1.3 Oxígeno disuelto.....	24
8.1.4 pH.....	24
8.1.5 Turbidez.....	25
8.2 Análisis de nutrimentos en muestras de agua.....	27
8.2.1 Nitratos y nitritos.....	27
8.2.2 Amonio.....	28
8.2.3 Ortofosfatos	29
8.3 $\delta^{15}\text{N}$ en pastos marinos y mangle.....	30
8.4 $\delta^{15}\text{N}$ en muestras de sedimento.....	31
8.5 Aplicación del índice de eutrofización por nutrimentos.....	31
9 Discusión.....	32
10 Conclusiones.....	40
11 Bibliografía.....	41
12 Apéndices.....	49

Lista de figuras	Página
Figura 1 Localización del área de estudio, en la zona costera de Mahahual, Quintana Roo, México.	15
Figura 2 Localización de las cinco estaciones de muestreo en el área de estudio	17
Figura 3 Diagrama de flujo de la metodología utilizada en este trabajo.	18
Figura 4 Datos de salinidad expresados en ‰ de las 5 estaciones de los cuatro muestreos realizados en la zona de Mahahual, Quintana Roo.	22
Figura 5 Datos de temperatura expresados en °C de las 5 estaciones de los cuatro muestreos realizados en la zona de Mahahual, Quintana Roo.	23
Figura 6 Datos de Oxígeno disuelto expresados en mg L ⁻¹ de las 5 estaciones de los cuatro muestreos realizados en la zona de Mahahual, Quintana Roo.	24
Figura 7 Datos de pH de las 5 estaciones de los cuatro muestreos realizados en la zona de Mahahual, Quintana Roo.	25
Figura 8 Datos de turbidez expresados en UNT de las 5 estaciones de los muestreos realizados en la zona de Mahahual, Quintana Roo.	26
Figura 9 Concentración promedio de nitratos + nitritos expresados en µM por estación de muestreo y temporada en la región de Mahahual, Quintana Roo.	27
Figura 10 Concentración promedio de amonio expresado en µM, por estación de muestreo y temporada en la región de Mahahual, Quintana Roo.	28
Figura 11 Concentración promedio de ortofosfatos expresados en µM por estación de muestreo y temporada en la región de Mahahual, Quintana Roo.	29
Figura 12 δ ¹⁵ N de hojas de <i>Thalassia testudinum</i> en la zona costera de Mahahual, Quintana Roo.	30
Figura 13 Índice de eutrofización promedio por nutriente y estación de muestreo en la zona costera de Mahahual, Quintana Roo.	31
 Lista de tablas	
Tabla 1 Comparación entre valores de nutrimentos en zonas de pastos marinos	34
Tabla 2 Abundancia natural de isótopos estables utilizados en estudios ecológicos y su comparación con los estándares internacionales.	53

Glosario y Abreviaturas

CICIMAR:	Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
ECOSUR:	Colegio de la frontera del Sur (Unidad Chetumal).
Eutrofización marina:	Se refiere al proceso de enriquecimiento del agua en sus niveles de nutrimentos, principalmente nitrógeno y fósforo, que resulta en el incremento de producción primaria acuática y conduce a un visible “bloom” algal (Kitsiou y Karydis, 2000).
Enriquecimiento isotópico:	Incremento en la señal isotópica como resultado de la discriminación del isótopo pesado sobre el ligero por diferentes procesos físicos y biológicos
Fraccionamiento isotópico:	Se refiere al equilibrio y tasa de reacción (efecto cinético) que causa diferencias en la señal isotópica entre reactivos y productos en una reacción química.
Isótopo:	Átomos de un mismo elemento que ocupan la misma posición en la tabla periódica (número de protones) pero con diferente número de neutrones.
LEsMa	Laboratorio de Espectrometría de masas (CICIMAR).
Nutrimento:	Se refiere a sustancias o material que aprovecha un organismo vivo y sirve para sostener su existencia, promoviendo su desarrollo (crecimiento y reproducción) reemplaza perdidas y provee energía (Larkum <i>et al.</i> , 2006).
Servicio ecológico:	Es el beneficio que obtiene la humanidad tanto directa como indirectamente para su bienestar y son esenciales para el funcionamiento del sistema que sustenta la vida en la tierra (Costanza <i>et al.</i> , 1987).

Resumen

Las praderas de pastos constituyen áreas de reclutamiento, crianza y alimentación de muchas especies marinas, densidad de peces e invertebrados y sirven como estabilizadores de sedimento. Sin embargo, el aumento de la población en zonas costeras y por consecuencia, la demanda de bienes y servicios ha sido asociado al declive global de las praderas de pastos marinos. En el Caribe mexicano, las extensas praderas de pastos marinos están siendo sometidas a estrés producto del desarrollo y auge desmesurado del turismo en la última década, lo que sugiere una carga significativa de nutrientes hacia este ecosistema. La región costera de Mahahual, Quintana Roo es de los pocos sitios considerados con bajo desarrollo turístico de la región y para determinar el grado de afectación derivado de las actividades antropogénicas. Para tal efecto se evaluó durante cuatro periodos de muestreo (Julio y Octubre de 2009 y Febrero y Octubre de 2010) factores abióticos en la columna de agua como oxígeno disuelto, pH, turbidez, temperatura, salinidad, nutrientes, y los isótopos estables de nitrógeno en pastos marinos, mangle y sedimentos. Las concentraciones de nutrientes promedio fueron amonio $4.3 \pm 3.8 \mu\text{M}$, nitrato $0.34 \pm 0.25 \mu\text{M}$ y ortofosfato 0.54 ± 0.64 . El $\delta^{15}\text{N}$ de las hojas del pasto *Thalassia testudinum* fue $1.7 \pm 0.3\text{‰}$ para Julio, 2009; $2.4 \pm 0.8\text{‰}$ para Febrero, 2009 y $5.3 \pm 0.3\text{‰}$ para Octubre de 2010. El incremento en el valor del $\delta^{15}\text{N}$ para *T. testudinum* en Octubre de 2010 sugiere un aumento en el aporte de nutrientes nitrogenados enriquecidos en ^{15}N , posiblemente derivados de aguas residuales del poblado de Mahahual. De hecho, El $\delta^{15}\text{N}$ de las hojas del manglar, situado en la descarga de la planta tratadora de agua, fue 2.2‰ para Julio, 2009 y Febrero de 2010, y 13‰ para Octubre de 2010. Es claro que los aportes continuos de N antropogénico, vía agua subterránea, tienen el potencial de afectar las praderas de pastos marinos, así como arrecifes de coral a lo largo del costa caribeña de México y $\delta^{15}\text{N}$ es un buen indicador de influencia de la carga de nutrientes nitrogenados.

Abstract

Seagrass are areas of recruitment, breeding and feeding of many marine species, have a high diversity and density of fish and invertebrates and serve as sediment stabilizers. However, the increasing population in coastal areas and consequently, the demand for goods and services has been associated with the global decline of seagrass beds. In the Mexican Caribbean, the extensive seagrass beds are being subjected to stress product development and excessive tourism boom in the last decade, suggesting a significant load of nutrients to this ecosystem. The coastal region of Mahahual, Quintana Roo is one of the few places considered to be low tourism development in the region and to determine the likely degree of damage resulting from anthropogenic activities were evaluated during four sampling periods (July and October 2009 and February and October 2010) abiotic factors in the water column as dissolved oxygen, pH, turbidity, temperature, salinity and nutrients, stable isotopes of nitrogen in seagrass, mangrove and sediment. The average nutrient concentrations were 4.3 ± 3.8 μM ammonium, nitrate 0.34 ± 0.25 μM nitrate and 0.54 ± 0.64 orthophosphate. The $\delta^{15}\text{N}$ of the blades of grass *Thalassia testudinum* was 1.7 ± 0.3 ‰ for July 2009, 2.4 ± 0.8 ‰ for February, 2009 and 5.3 ± 0.3 ‰ for October 2010. The increase in the value of $\delta^{15}\text{N}$ *T. testudinum* in October 2010 suggests an increase in the contribution of nutrients nitrogen enriched in ^{15}N , possibly derived from waste water from the village of Mahahual. In fact, the $\delta^{15}\text{N}$ mangrove leaves, located in the discharge of waste water treatment plant, was 2.2 ‰ for July, 2009 and February 2010, and 13 ‰ for October 2010. It is clear that anthropogenic N inputs via continuous groundwater have the potential to affect seagrass beds and coral reefs along the Caribbean coast of Mexico and the $\delta^{15}\text{N}$ is a good indicator of early influence of nutrient load nitrogen.

1. Introducción.

La zona costera en México tiene un constante aumento de la población, y con ello un incremento en la demanda de productos y servicios. El desarrollo ocurrido en la última década en el Caribe mexicano es de especial interés, donde se presenta un crecimiento poblacional considerable comparado con el resto del país.

El Caribe mexicano está caracterizado por extensas lagunas arrecifales que proveen servicios ecológicos importantes. Costanza *et al.* (1997) realizaron una estimación del valor económico que ofrecen estos ecosistemas. De acuerdo a los beneficios económicos recibidos de manera directa o indirecta, por ejemplo, los pastos marinos ofrecen beneficios con un valor estimado de 20000 dólares por ha² año⁻¹, estando por encima de los manglares con 10000 dólares por ha² año⁻¹ y arrecifes coralinos con 5000 dólares por ha² año⁻¹, ya que establecen un papel importante en la cadena trófica del sistema lagunar. No obstante, las praderas de pastos marinos están experimentando un deterioro y reducción en su cobertura, producto del incremento en las actividades antropogénicas a lo largo de las franjas costeras (Orth *et al.*, 2006), lo que ha incrementado la atención hacia este ecosistema.

Las praderas de pastos marinos y sus servicios ecológicos están amenazados por el proceso de eutrofización que ocurre en la zona costera, mismo que, afecta y altera los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas costeros arrecifales debido a la adición de nutrientes y materia orgánica (Lapointe *et al.*, 1992; Van Tussenbroek *et al.*, 1996). El aumento en los nutrientes puede contribuir con el deterioro de las praderas de pastos marinos y arrecifes de coral (Short y Wyllie-Echeverria, 1996; Lapointe, 1997) producto del crecimiento de micro y macroalgas en la laguna arrecifal, restringiendo la disponibilidad de luz hacia los pastos marinos (Lapointe *et al.*, 2005). Short y Wyllie-Echeverria (1996) reportaron que alrededor del mundo la descarga de nutrientes es el principal factor en la pérdida de 90,000 ha de pastos marinos en una década y actualmente puede ser mayor esta pérdida. Lo anterior genera una amenaza a las lagunas arrecifes de coral debido al estrés antropogénico (Bryant *et al.*, 1998). La

temprana detección de cambios en los nutrientes en un ecosistema tropical costero es esencial para mantener los servicios ecológicos en estos ecosistemas.

La zona de Costa Maya, en el Sur de Quintana Roo, especialmente Mahahual ha mostrado un incremento del 89% en su población en el periodo 2000-2005 (Hirales *et al.*, 2010), además de su crecimiento turístico. Sin embargo, en Costa Maya, la infraestructura es poco desarrollada comparada con el norte de Quintana Roo, por ejemplo la ciudad de Cancún. La comparación entre estos dos sitios, es interesante y útil para analizar los efectos de las entradas de nutrientes de origen antropogénico dentro de este ecosistema costero marino.

Un incremento de los nutrientes en el agua de mar puede alterar los ecosistemas de lagunas arrecifales, por ejemplo, el aumento del nitrógeno inorgánico disuelto ($\text{NID} > 1.0 \mu\text{M}$; amonio, nitrato y nitrito) puede ocasionar la dominancia de algas sobre pastos marinos (Lapointe, 1997). La temprana detección y prevención en el enriquecimiento de nutrientes es la opción más deseable para el manejo sustentable de las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral. La concentración de los nutrientes puede presentar cambios estacionales o esporádicos en la columna de agua, y en consecuencia, resulta difícil detectar por monitoreo de nutrientes, el efecto de estos cambios en la columna de agua sobre el estado de salud de las praderas de pastos marinos (Yamamuro *et al.*, 2003). Por lo cual, un indicador de nutrientes como los isótopos estables de nitrógeno en tejidos vegetales, puede ser una herramienta útil de monitoreo en estos ecosistemas tropicales (e.g., Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007) ya que pueden servir como un indicador temprano (preventivo) de eutrofización.

Aunado a lo anterior, se debe resaltar que la determinación de isótopos estables es una técnica que inicialmente se utilizó en geoquímica, y que recientemente ha sido aplicada en otros campos de la ciencia, por ejemplo, en ecología y oceanología por mencionar algunos. La técnica de los isótopos estables consiste en medir la proporción de la abundancia de los isótopos pesados con respecto a los ligeros (Fry, 2006). Los isótopos estables de nitrógeno se

encuentran en la Atmósfera, en una proporción fija que corresponde aproximadamente a 273 átomos de ^{14}N por cada átomo de ^{15}N , esta proporción puede variar según la fuente de nitrógeno en el ambiente (Peterson y Fry, 1987).

Los tejidos o matrices orgánicos se han relacionado con las tasas de reciclaje de elementos y fuentes de nitrógeno. Los isótopos estables de nitrógeno son una medida integrada del nitrógeno asimilado con el tiempo, en lugar de un valor más inmediato como en el caso de los nutrientes. Esto permite el uso del $\delta^{15}\text{N}$ como trazador ambiental para detectar cambios en la carga de nitrógeno en ecosistemas marinos (e.g., McClelland *et al.*, 1997). En la zona costera, el nitrógeno antropogénico es derivado de la descarga de aguas residuales y drenaje agrícola (Berman *et al.*, 2005). Estas entradas están enriquecidas en ^{15}N y los tejidos de plantas marinas (incluyendo pastos marinos) pueden incorporar este isótopo, ocasionando un aumento de la señal isotópica de nitrógeno de 10‰ a 20‰, bajo condiciones extremas. De esta forma, el $\delta^{15}\text{N}$ en los tejidos de los pastos marinos puede ser un trazador del nitrógeno antropogénico y condiciones de eutrofización (Constanzo *et al.*, 2001). La influencia de las descargas de nitrógeno antropogénico ha sido estudiada en tejidos de coral (Heikoop *et al.*, 2000; Baker *et al.*, 2010), macroalgas (Umezawa *et al.*, 2002) y pastos marinos (Yamamuro *et al.*, 2003; Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007).

En aguas oligotróficas, el $\delta^{15}\text{N}$ en las macroalgas de lagunas arrecifales es usualmente ligero debido a la fijación del ^{14}N (Yamamuro, 1999). Esto sugiere, que la fijación es la principal fuente de nitrógeno, y las hojas de pastos marinos pueden ser un buen trazador de las bajas concentraciones del NID ($\delta^{15}\text{N}$ de 0 a 2‰; Wada y Hattori, 1991; Shearer y Kohl, 1993). En las aguas subterráneas, el NO_3^- derivado de las aguas residuales tiene valores del $\delta^{15}\text{N}$ de 10‰ a 22‰ (Kreitler *et al.*, 1978; Macko y Ostrom, 1994). Este intervalo es significativamente mayor que el $\delta^{15}\text{N}$ del agua subterránea derivado vía atmosférica (2‰ a 8‰; Kreitler *et al.*, 1978) y de los fertilizantes (-3‰ a 3‰; Kreitler *et al.*, 1978). El elevado valor del $\delta^{15}\text{N}$ en aguas residuales es el resultado de las transformaciones que sufre dicho elemento. El resultado final de las transformaciones del N es un reservorio de NO_3^-

enriquecido en ^{15}N en comparación con sitios sin contaminación de aguas residuales (Bowen *et al.*, 2007).

2. Antecedentes.

2.1 Antecedentes generales.

Los procesos biogeoquímicos tienen un papel relevante en los ciclos del carbono, nitrógeno, fósforo y otros elementos siendo más dinámicos en la zona costera, donde los flujos de carbono son mayores que los observados en la región oceánica (Hansell y Carlson, 2001). Aunque la franja costera representa solo el 7% de la superficie del océano y menos del 0.5% del volumen de los océanos (Walsh, 1991; Liu *et al.*, 2000). No obstante, son pocos los estudios donde se reconoce la contribución de las zonas costeras a los flujos de carbono (Smith y Hollibaugh, 1993; Chen *et al.*, 2004). La producción y contribución de materia orgánica es considerablemente mayor en aguas costeras a causa del rápido reciclamiento y al suministro de nutrimentos continentales (e.g., rivereños) u oceánicos (e.g., surgencias). Sin olvidar que las regiones costeras tienen una distribución heterogénea ya que existen áreas con alta disponibilidad de nutrimentos, como los sistemas de surgencias costeros y zonas de baja disponibilidad de nutrimentos, como las praderas de pastos marinos.

Las praderas de pastos marinos tienen un papel ecológico importante en ecosistemas costeros y proveen un servicio de alto valor comparado con otros hábitats marinos y terrestres (Costanza *et al.*, 1997). Por ejemplo, la producción de pastos marinos excede a las macrofitas, o incluso ecosistemas terrestres cultivados (Duarte y Chiscano, 1999). Los pastos marinos proveen una enorme fuente de carbono al detritus y parte es exportado al océano abierto, donde provee un suministro importante de materia orgánica a un ambiente limitado de nutrimentos (e.g., Suchanek *et al.*, 1985) y el resto es reciclado y enterrado en los sedimentos, lo cual es un “*hotspots*” para el secuestro de carbono en la biosfera (Duarte *et al.*, 2005). Asimismo, los componentes estructurales de los pastos (hojas, rizomas y raíces) modifican las corrientes y el oleaje, atrapan y almacenan nutrimentos y sedimentos, y filtran efectivamente el aporte de nutrimentos al océano costero (Hemminga y Duarte, 2000).

Las praderas de *Thalassia testudinum* han sido objeto de numerosos trabajos, entre sus atributos más importantes están el constituir áreas de crianza, alta diversidad y densidad de peces e invertebrados, asimismo funcionan como áreas de alimentación para la macrofauna, como estabilizadores de sedimento, en la creación de micro hábitats y, por ende, forman un hábitat complejo. Como resultado del declive a nivel mundial de las praderas de pastos marinos incrementó la atención hacia este ecosistema para identificar los factores que están contribuyendo con la disminución en su cobertura geográfica (Orth *et al.*, 2006). Si bien, las praderas de pastos están expuestas a muchos factores abióticos y bióticos que afectan su desarrollo, existe creciente evidencia de que las praderas de pastos marinos están experimentando un declive global debido a efectos antropogénicos (Hemminga y Duarte 2000; Duarte 2002). La carga de materia orgánica derivada de acciones antropogénicas o de origen natural, causa la pérdida de praderas de pastos marinos al limitar la luz y al promover el crecimiento excesivo de epifitas y florecimiento de fitoplancton (Ruiz-Halpern *et al.*, 2008).

En las zonas tropicales, los niveles de nutrimentos son típicamente bajos, por lo tanto pequeños incrementos en su concentración promueven cambios significantes en los ecosistemas costeros (Lapointe *et al.*, 2004; Van Tussenbroek *et al.*, 1996). De forma general se considera que en las zonas tropicales y subtropicales, en las cuales los sedimentos carbonatados son comunes, los niveles de P en la columna de agua son un factor limitante en la producción primaria (Fourqurean *et al.*, 1992; Lapointe *et al.*, 1992) esto debido a la fuerte adsorción del fósforo inorgánico disuelto (PID) hacia las partículas de CaCO_3 , por lo que es de gran importancia el estudio de las formas biodisponibles del P para los productores primarios.

En particular, *T. testudinum* es dominante en la zona del Caribe mexicano y es un indicador sensible al aumento en la concentración de PID y NID. *T. testudinum* incrementa su producción foliar y disminuye su densidad de haces vasculares bajo condiciones anómalas de NID (Green y Webber, 2003) e incrementan su porcentaje de P en peso libre de ceniza hasta más de 0.2% en

casos de enriquecimiento (Holmer *et al.*, 2001). Desde el punto de vista científico es interesante conocer la dinámica del P y N en las praderas de pastos marinos ya que bajo condiciones limitantes de estos nutrientes, los pastos marinos pueden sustentar altos niveles de producción foliar y de rizomas. Cuantificar la disponibilidad de fósforo y nitrógeno inorgánico disuelto y particulado, tanto en sedimento como en la columna de agua es de particular interés en sedimentos carbonatados ya que estas especies químicas activan la bomba de P en los pastos marinos, proceso por el cual el pasto asimila la forma inorgánica del ambiente y la hace disponible en forma orgánica en la columna de agua (Touchette y Burkholder, 2000; Ziegler *et al.*, 2004).

2.2 Antecedentes regionales.

El Mar Caribe tiene una profundidad promedio de 4400 m y consta de cinco cuencas principales: Cuenca de Granada, de Venezuela, de Colombia, Trinchera de Caimán y Cuenca de Yucatán. La Cuenca de Yucatán tiene una profundidad promedio de 5000 m, y colinda al norte con el Golfo de México a través del Canal de Yucatán. El sistema de los vientos sobre el Océano Atlántico del Norte, está dominado por el Centro de Alta Presión de las Islas Azores, con valores de presión mayores en Julio (1030 mb) y menores en Enero (1025 mb), debido a las diferencias en la intensidad de la convección atmosférica tropical (máxima durante el verano y mínima durante el invierno; Tucker y Barry, 1984). El promedio de temperatura superficial del mar frente a Mahahual, en invierno es 26.2°C y en verano es 29.2°C (Gallegos y Czitrom, 1997).

La estructura espacial y temporal de la salinidad superficial del mar, depende de eventos locales como evaporación, precipitación y corrientes. En invierno, alcanza valores promedio de 36 ups y en verano de 35.8 ups. Las áreas de alta salinidad superficial se deben a la intensa evaporación (estimulada por los vientos) acompañado de escasa nubosidad. En verano, por efecto de la precipitación la alta salinidad se disipa, sin embargo tanto en invierno como en verano, la media anual de evaporación en el Mar Caribe supera a la de precipitación (Sukhovey, 1980).

Los vientos que soplan sobre el Mar Caribe, fuerzan una circulación propia en el estrato superficial del mar, particularmente en los primeros 200m de la columna de agua, que se superpone al movimiento geostrófico del estrato superficial (Gordon, 1967). Durante los meses de primavera-verano, la Corriente del Caribe es más intensa y está mejor definida (Gordon, 1967; Kinder *et al.*, 1985). Durante el otoño-invierno, la Corriente del Caribe queda enmascarada por procesos de mesoescala (remolinos, filamentaciones) y el efecto de nortes, tormentas tropicales y huracanes (Gallegos y Czitrom, 1997). La marea es semidiurna de poca amplitud (Castellanos y Suarez, 1997).

La costa Este de la Península de Yucatán consiste de calizas altamente permeable, en la cual los flujos superficiales y ríos están ausentes, pero con extensivos sistemas cavernosos que conectan a cenotes y ojos de agua que emergen en las lagunas costeras oligotróficas de las praderas de pastos marinos. Salazar-Vallejo (2000) presenta resultados de N y P de la columna de agua para la región de Mahahual y Xahuayhol, Quintana Roo. Los máximos valores de nitritos + nitratos ($0.77 \mu\text{M}$) y ortofosfatos ($2.02 \mu\text{M}$) fueron alcanzados durante la temporada de lluvias (Julio a Octubre); mientras que, las concentraciones de estos mismos nutrientes fue significativamente menor durante la época de secas (febrero a Junio). Esto sugiere que los escurrimientos continentales e infiltraciones de fosas sépticas a los acuíferos subterráneos son un factor importante en el incremento de estos nutrientes en la época de lluvias.

Los aportes de nutrientes por parte de estos afluentes fueron evaluados en dos lagunas contrastantes de Cancún. La concentración de N en las hojas de *T. testudinum* sugiere que la carga de N a la laguna de Nichupté incrementó en la última década (N promedio en la hoja: 2.04% en 1991 a 2.71% en 2002). Los isótopos estables de nitrógeno sugieren que el incremento en la carga de N dentro de la Laguna de Nichupté es resultado de las descargas de aguas residuales ($\delta^{15}\text{N} = 9.1 \pm 0.1\text{‰}$) lo que contrasta con la Laguna de Puerto Morelos con un $\delta^{15}\text{N} = 1.7 \pm 0.1\text{‰}$ (Carruthers *et al.*, 2005).

Los aportes de nutrientes fueron evaluados para 6 sitios en el desarrollo turístico de Playa del Carmen, Quintana Roo, por Mutchler *et al.* (2007). Sin

embargo, las concentraciones de NO_3^- reportadas por estos autores, no fueron significativamente diferentes entre sitios desarrollados ($3.3 \pm 5.3 \mu\text{M NO}_3^-$) y no desarrollados ($1.1 \pm 0.7 \mu\text{M NO}_3^-$). El $\delta^{15}\text{N}$ fue elevado en caletas interiores ($7.0 \pm 0.4\text{‰}$) y en pozas de marea ($7.6 \pm 0.6\text{‰}$) que coincide con altos valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *Cladophora* spp. ($10 \pm 1\text{‰}$). Los aportes de aguas subterráneas ricos en N ($\text{NO}_3^- > 30 \mu\text{M}$) están caracterizados por una señal enriquecida en ^{15}N contribuyendo a valores altos en $\delta^{15}\text{N}$ de macrofitas bentónicas (Mutchler *et al.*, 2007). Sin embargo, la concentración de N y los valores del $\delta^{15}\text{N}$ sobre el gradiente de salinidad sugieren que otros procesos (e.g., desnitrificación) pueden estar contribuyendo al enriquecimiento en ^{15}N observado en productores primarios. No obstante, es claro que el continuo aporte de N antropogénico vía descargas de aguas residuales tiene el potencial de impactar ecológica y económicamente las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral a lo largo de la costa caribeña de México (Mutchler *et al.*, 2007).

La biomasa y densidad de dos especies de pastos marinos (*T. testudinum* y *Syringodium filiforme*) mostraron diferencias entre las comunidades asociadas al manglar (menor biomasa, mas contenido de epifitas) con las asociadas a la laguna arrecifal (mayor biomasa, menor contenido de epifitas) en la zona de Mahahual Quintana Roo (Gutierrez-Aguirre *et al.*, 2000).

Los isótopos de N del coral *Gorgonia ventalina*, colectados en zonas costeras con desarrollos y sin desarrollos turísticos, fueron usados para comprobar la hipótesis que el N derivado de los aportes de aguas residuales es detectable y más severo en áreas con desarrollos turísticos a lo largo de la barrera arrecifal Mesoamericana de México. La costa de Akumal con amplio desarrollo turístico fue comparado con Mahahual considerado sitio de bajo desarrollo. Las muestras de Gorgonias de Akumal fueron relativamente enriquecidas en ^{15}N ($\delta^{15}\text{N} = 7.7\text{‰}$), $\sim 3.5\text{‰}$ mayor que los corales colectados en Mahahual. Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ fueron positivamente correlacionados con los conteos de *Enterococcus* fecales del agua de mar, confirmando que este enriquecimiento en ^{15}N está asociado con agua residuales y no ha desnitrificación. El área de Mahahual puede

ser usada como una línea base isotópica de monitoreo de la barrera arrecifal Mesoamérica en sitios donde el crecimiento de desarrollos este planeado o bajo proyecto (Baker *et al.*, 2010).

3. Planteamiento del problema.

El crecimiento poblacional en el mundo está en constante aumento, especialmente en las zonas costeras, ocasionando un cambio en el entorno debido al aumento continuo e ilimitado de la concentración de materia orgánica, reduciendo así la calidad del agua, por lo tanto, la diversidad biológica marina es afectada. La zona de Mahahual, Quintana Roo refleja esta situación, puesto que existe un incremento poblacional y turístico en los últimos años, debido principalmente a la construcción del muelle de Costa Maya para el arribo de cruceros internacionales (el más importante de México), además de ser una zona con gran atractivo visual por encontrarse dentro de la gran barrera arrecifal de Mesoamérica.

Los pastos marinos se encuentran ampliamente asociados a las zonas arrecifales, y en Mahahual se ve ampliamente representado por la especie de *Thalassia testudinum*. Estas praderas de pastos son de gran importancia ecológica y económica, además, son de gran ayuda en la valoración del estado de salud de estos ecosistemas, ya que son organismos altamente sensibles al incremento en la turbidez, la cual se puede generar por el aumento de materia orgánica y la presencia excesiva de epífitas en el entorno, que dificultan su capacidad de captación de luz.

En este estudio se plantea generar información de los valores isotópicos de N en tejidos del pasto marino *Thalassia testudinum*, para detectar una posible eutrofización vía antropogénica en la zona de Mahahual. Por lo cual se esperaría variación en la señal isotópica de N entre la temporada de lluvias y secas, ya que la zona de estudio puede ser afectada por escurrimiento de agua, ya sea por el aporte subterráneo de la planta de tratamiento o por filtración de fosas sépticas.

4. Hipótesis.

El aporte de nitrógeno antropogénico por el uso de fertilizantes, fosas sépticas y descargas de aguas residuales, a través de aguas subterráneas hacia praderas de pastos marinos del Caribe mexicano, puede ser registrado por la variabilidad temporal del $\delta^{15}\text{N}$ en *Thalassia testudinum* y la concentración de nutrimentos nitrogenados de la laguna arrecifal en la zona costera de Mahahual, Quintana Roo.

5. Objetivos.

5.1. Objetivo general.

Determinar la variabilidad del $\delta^{15}\text{N}$ en *Thalassia testudinum*, nutrientes y parámetros fisicoquímicos en época seca y húmeda de la región costera de Mahahual, Quintana Roo, México.

5.2. Objetivo particulares.

- Determinar oxígeno disuelto, pH, turbidez, temperatura, salinidad y nutrientes en la columna de agua en época seca y húmeda de la zona costera de Mahahual, Quintana Roo.
- Determinar los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en hojas de pastos marinos y mangle en la laguna arrecifal de Mahahual.
- Valorar el estado de afectación de la zona de estudio con base en el índice asociado a eutrofización por nutriente (Karydis *et al.*, 1983).

6. Área de estudio

El estudio se realizó en la zona costera de Mahahual que se encuentra ubicada al sureste de la Península de Yucatán, en la costa sur del estado de Quintana Roo, municipio de Othón P. Blanco, al noroeste de la Bahía de Chetumal (Fig. 1). El ambiente costero de la zona de estudio tiene una colina baja y angosta que separa la playa del manglar o selva baja, y una laguna arrecifal de anchura variable. La colina costera presenta especies típicas de la vegetación de dunas y palmas de coco; tierra adentro hay manglares y lagunas salobres, y hacia el mar con playas arenosas de pendiente variada, que en algunos sitios es rocosa como en Xcayal y Punta Herradura. La duna frontal está cubierta de vegetación desde la línea de marea alta y pueden reconocerse varias asociaciones, pero destacan los pastos halotolerantes (*Batis maritima*), las rastreras riñonina (*Ipomea pes-caprae*) y sesuvios (*Sesuvium portulacastrum*), arbustos de varias especies como uva de mar (*Coccoloba uvifera*) y árboles medianos de los anteriores o de ciricote (*Cordia dodecandra*), botoncillo (*Conocarpus erectus*) y mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y negro (*Avicennia germinans*). Desde la playa, en la laguna y en sitios con aporte de agua dulce encontramos pastos marinos chicos (*Halodule wrightii*) o sin aporte importante podemos hallar amplios parches de los pastos mayores en la zona (*Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*).

Luego de una banda con pastos muy densos, se encuentran los arrecifes de coral que se ubican en la parte norte del Sistema Arrecifal Mesoamericano la cual tiene una extensión total aproximada de 1000 km (comprende costas de México, Belice, Guatemala y Honduras) conformando el segundo arrecife más largo del mundo (Aguilar, 1998), los cuales se caracterizan por presentar lagunas arrecifales de poca profundidad y extensión desarrollándose sobre una plataforma continental estrecha. El arrecife de Mahahual es de tipo marginal con una extensión de 3600 m aproximadamente, este sistema arrecifal se destaca por presentar una laguna arrecifal somera de poca extensión, con una profundidad media de 7 m (Aguilar, 1998).

El suelo cárstico ocasiona algunos influjos de agua dulce en la laguna y varios emanan todo el tiempo, sin embargo no se localizaron manantiales

evidentes dentro del área de estudio tal como es posible observar en otras áreas de la Península de Yucatán como es el caso de Dzilam de bravo (Aranda, 2004). La mayor parte de la arena en la laguna y en la playa se compone de testas de foraminíferos, en especial *Asterigerina carinata*, *Cymbalopora squamosa*, *Truncatulina rosea* y *Hommotrema rubra*. Otros componentes menores son los fragmentos de algas calcáreas, corales y moluscos.

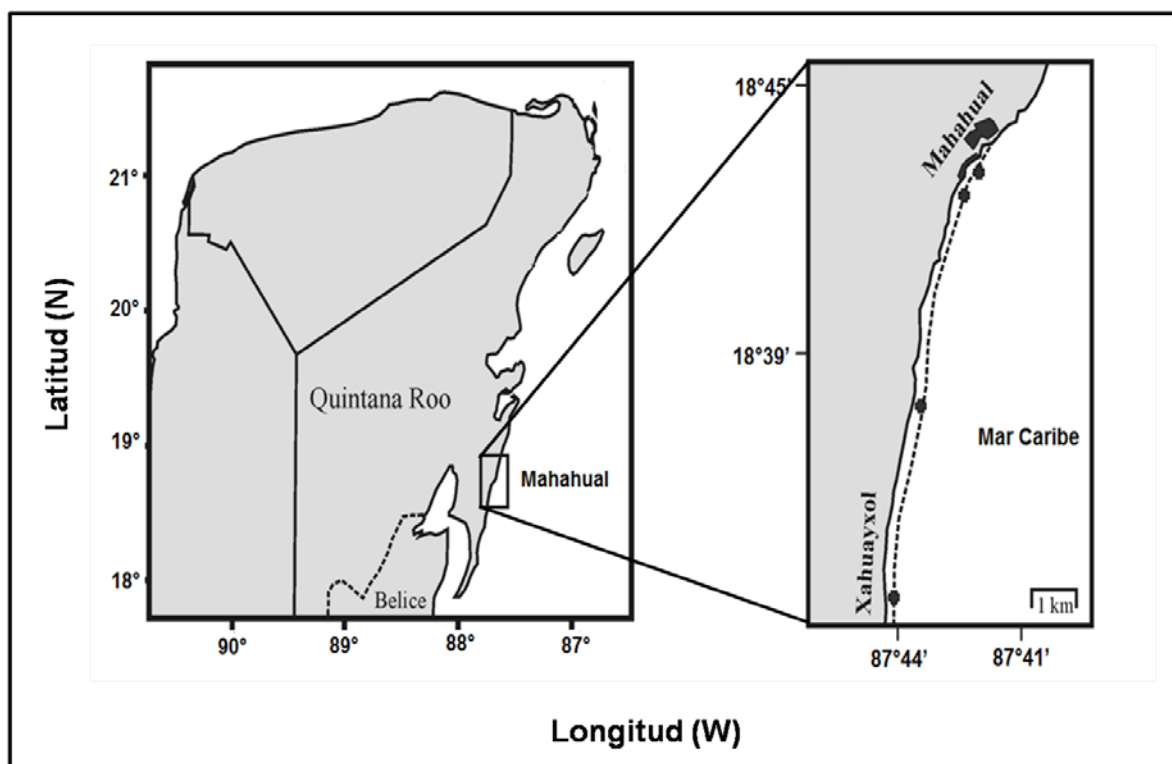


Figura 1. Localización del área de estudio, en la zona costera de Mahahual, Quintana Roo, México.

Los sedimentos son estabilizados por los pastos marinos en la laguna arrecifal, y en la playa por la vegetación de duna; sin embargo, durante las tormentas suelen moverse hacia la playa o hacia el talud arrecifal. La fracción que deja la laguna con arrecifes, puede salir permanentemente si alcanza el manglar o si llega a profundidades de las que no pueda ser resuspendida; en particular, la salida frecuente de sedimentos desde la laguna arrecifal explica en parte el sistema complejo de salientes y valles de los arrecifes de la región. En el área de estudio la precipitación pluvial anual varía entre 1,009 y 1,489 mm, también se

puede identificar sus diferentes periodos climáticos de temporadas de lluvias, secas y nortes, es decir, el patrón estacional se caracteriza por presentar tres temporadas definidas: secas (febrero-junio), lluvias (julio-octubre) y nortes (noviembre-enero) (Sima-Morales, 2004).

El estado de Quintana Roo, presenta la plataforma más estrecha de México con un ancho de 2 millas náuticas, ampliándose hacia el norte de Puerto Morelos un talud mayor a 80 m de profundidad. La corriente tiene un promedio de 3 nudos, siendo la zona de mayor circulación de la península (Sima-Morales, 2004). En general, esta zona de estudio se puede considerar como un lugar con poco impacto antropogénico, debido a la baja densidad poblacional residente. Sin embargo, el arribo de cruceros internacionales genera un tipo de población transitoria que aumenta significativamente por temporadas.

7. Material y métodos.

Se realizaron cuatro muestreos en el área de estudio mencionada, en Julio y Octubre de 2009, y Febrero, Julio y Octubre de 2010. Para los cuatro muestreos se designaron 5 estaciones, tres frente al poblado de Mahahual, y las otras dos a 18 y 30 km al sur de Mahahual, respectivamente. Referente a las estaciones frente al poblado de Mahahual, cabe mencionar que la primera se ubica cercana a la planta de tratamiento de agua residual.



Figura 2. Localización de las cinco estaciones de muestreo en el área de estudio: 1) cercana a la planta de tratamiento de agua residual; 2) inicio del poblado de Mahahual “frente al faro”; 3) final del poblado de Mahahual; 4) a 18 km de Mahahual y 5) a 30 km de Mahahual.

Las muestras colectadas de agua, sedimentos superficiales, pastos marinos y mangle se mantuvieron en hielo y fueron transportados al laboratorio de química en ECOSUR unidad Chetumal donde se refrigeraron para su posterior estudio.

En el siguiente diagrama se muestran los procedimientos desarrollados en este trabajo.

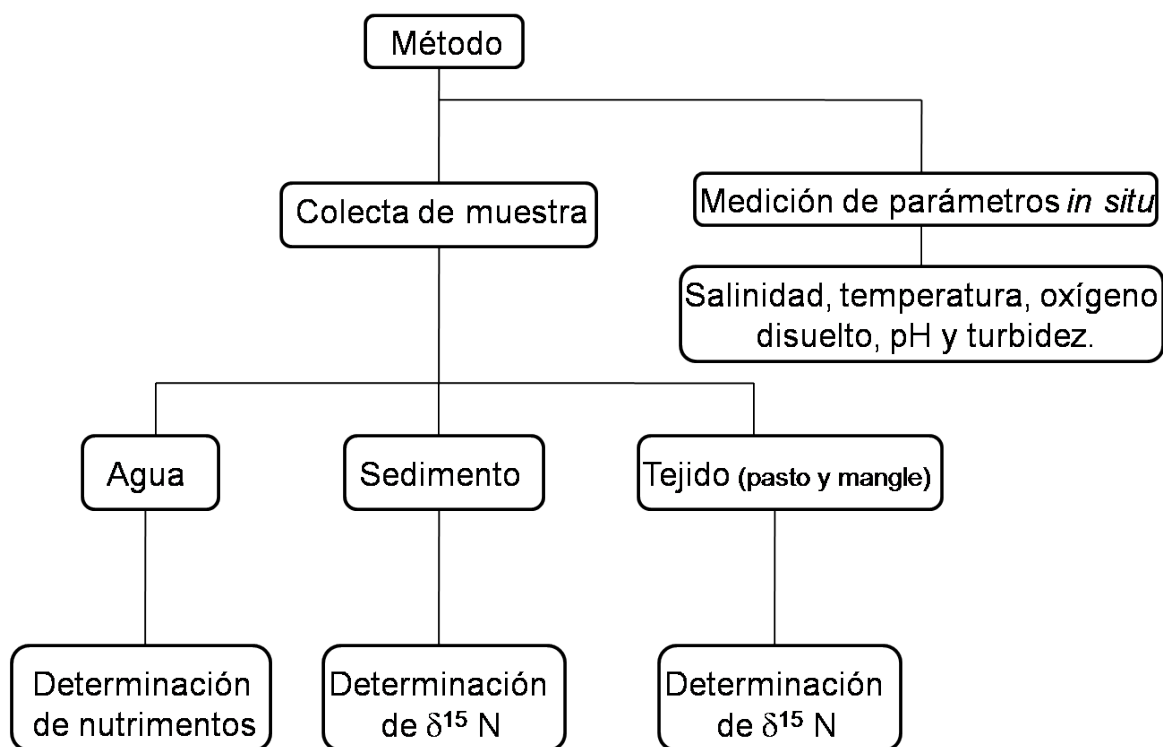


Figura 3. Diagrama de flujo de la metodología utilizada en este trabajo.

7.1 Análisis fisicoquímico de muestras de agua.

Los parámetros fisicoquímicos que se midieron fueron salinidad (precisión $\pm 3\%$), temperatura (precisión $\pm 0.3^\circ\text{C}$), oxígeno disuelto (precisión $\pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$), pH (precisión ± 0.1) y turbidez (precisión $\pm 1 \text{ UTN}$, Unidades de Turbidez Nefelométricas). La obtención de datos se realizó *in situ*, utilizando un medidor multiparámetro marca Horiba modelo U50, a una profundidad de 0.5 m y aproximadamente a 20 m de la línea de costa, debido a que se trata de una zona somera.

7.2 Análisis de nutrientes en muestras de agua.

Las muestras de agua para análisis de nutrientes se colectaron a 0.5 m debajo de la superficie del mar en botellas de plástico de 1L por triplicado para cada

estación. Posteriormente se transportaron al laboratorio, donde se les realizó análisis de nutrimentos (nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos). Las muestras fueron analizadas bajo el protocolo de Strickland y Parsons (1967). Los análisis de nutrimentos se realizaron en el laboratorio de química en el ECOSUR unidad Chetumal.

7.3 Análisis isotópico de muestras de pastos marinos y mangle.

Las muestras de pastos se colectaron con un nucleador de acrílico (10 cm de diámetro por 40 cm de largo) y fueron puestas en hielo y se transportaron al laboratorio de química de ECOSUR, donde se llevo a cabo la remoción de epifitas y fueron liofilizadas. Posteriormente, las hojas de pastos se enviaron a CICIMAR, donde se lavaron y acidificaron para la remoción de carbonatos. En el caso del mangle (*Rhizophora mangle*) se colectaron las hojas de los especímenes circundantes a la planta de tratamiento de aguas residuales. Las muestras de tejidos (pastos y mangle) se molieron y homogeneizaron en un mortero de ágata hasta obtener un polvo fino. Finalmente, para el análisis de $\delta^{15}\text{N}$ se pesaron 400 μg por duplicado y empaquetaron en cápsulas de estaño.

7.4 Análisis isotópico de muestras de sedimento.

Las muestras de sedimento superficial (1-2 cm) se colectaron usando un nucleador de acrílico. Al igual que las muestras de pastos y mangle, éstas fueron liofilizadas en el laboratorio de química de ECOSUR y posteriormente se transportaron a CICIMAR donde se molieron y homogenizaron en un mortero de ágata, hasta obtener un polvo fino. Por último, para el análisis de $\delta^{15}\text{N}$, se pesaron muestras de 5 mg por duplicado en cápsulas de estaño y empaquetaron.

Las muestras encapsuladas de pastos, mangle y sedimento fueron colocadas en gradillas enumeradas para facilitar su registro e identificación. El análisis del $\delta^{15}\text{N}$ se realizó en un espectrómetro de masas marca Thermo Delta V Plus de relaciones isotópicas (EMRI-AE) acoplado a un analizador elemental Costech en el Laboratorio de Espectrometría de Masas (LEsMa) del CICIMAR. La precisión de los análisis isotópicos fue $<0.1\%$. El analizador elemental utilizó el

método de combustión para convertir los elementos de la muestra a gases simples. Dentro del equipo, la muestra pasó por la columna de oxidación y reducción, los gases resultantes se despresurizaron, separaron y cuantificaron en función de sus conductividades termales.

Esta técnica se basa en la abundancia natural de los isótopos pesados con respecto a los más ligeros y abundantes. La composición isotópica es generalmente expresada en términos de valores de delta (δ), que son partes por mil (‰) de diferencia relativa de una muestra con respecto a un estándar (Tabla 2). En el caso del N, el estándar utilizado es el aire atmosférico cuyos porcentajes de abundancia son: 99.63% para el ^{14}N y 0.37% para el ^{15}N .

Los resultados de proporciones isotópicas de las muestras son representados en una notación estándar:

$$\delta^h X = \left[\frac{\left(\frac{X^h}{X^l} \right) \text{Muestra}}{\left(\frac{X^h}{X^l} \right) \text{Estandar}} - 1 \right] \times 1000$$

Donde:

X = equivale a cada nitrógeno (N)

h = equivale al isótopo pesado (^{15}N)

l = equivale al isótopo ligero (^{14}N)

El incremento en la abundancia del isótopo pesado con respecto del ligero, producen cambios en el valor del δ y pequeñas variaciones en esta proporción producen cambios en la señal dependiendo del isótopo estable.

7.5 Aplicación del índice de eutrofización por nutrimento.

La detección de eutrofización o valoración de calidad del agua por medio de estimaciones biológicas han sido ampliamente utilizadas, sin embargo, estas evaluaciones requieren de una cuidadosa elaboración. Para este trabajo se aplicó el índice de eutrofización por nutrimento de Karydis *et al.*, (1983) a los resultados obtenidos en la primera parte de este estudio.

La siguiente ecuación ayuda a manejar los datos para su fácil interpretación:

$$I = \frac{C}{C - \log xi} + \log A$$

Donde:

I= representa al índice de eutrofización por nutrimento y punto de muestreo.

C= es el logaritmo total de la concentración del nutrimento durante el periodo de estudio, es decir, la suma de las concentraciones del nutrimento (X_{ij}) obtenidas en cada punto de muestreo, durante todos los muestreos (M_j).

$$C = \log \sum_{i=1}^A \sum_{j=1}^M X_{ij}$$

A= simboliza el número de puntos de muestreo.

X_i = representa la concentración total del nutrimento en el punto de muestreo A_i durante el periodo de estudio, es decir, la suma de las concentraciones del nutrimento obtenidas en la estación A_i durante los M_j muestreos.

$$X_i = \sum_{j=1}^M X_{ij}$$

Este índice aporta resultados específicos para cada nutrimento y área específica de muestreo, los valores resultantes para lograr su interpretación van del 1 al 5, donde el numero 1 y 2 indican que las aguas son oligotróficas, los valores que van desde el 3 hasta 5 indicarían que las aguas son mesotróficas y mayor a 5 revelaría un estado eutrófico.

8. Resultados

8.1. Análisis fisicoquímico de muestras de agua.

Se observa una ausencia de datos de todos los parámetros en la estación 4 en Julio de 2009, dicha estación no estaba considerada como parte del muestreo. En el mismo muestreo, el sensor de oxígeno presento problemas de calibración.

8.1.1 Salinidad.

En el muestreo realizado en Julio de 2009, la concentración de salinidad más alta se presentó en la estación 3 con 26‰ y la más baja fue en la estación 5 con 25.5‰ con un promedio de 25‰ (Fig. 4). Por otro lado en octubre de 2009, se presentaron las mayores concentraciones de salinidad, la estación 2 fue la más alta con 38.2‰ y la estación 3 fue la más baja con 36.7‰, el promedio de salinidad registrado en este muestro fue 37‰ (Fig. 4). En febrero de 2010, las concentraciones más altas se registraron en la estaciones 3 y 4 con 35.5‰ y 35.6‰, respectivamente. La concentración más baja se observó en la estación 1 con 34.7‰, el promedio de salinidad de este muestreo fue de 35‰ (Fig. 4). En octubre de 2010, la concentración más alta de salinidad se registró en la estación 4 con 30.5‰ y la más baja en la estación 3 con 30.1‰, el promedio de salinidad de este muestreo fue 30‰ (Fig. 4).

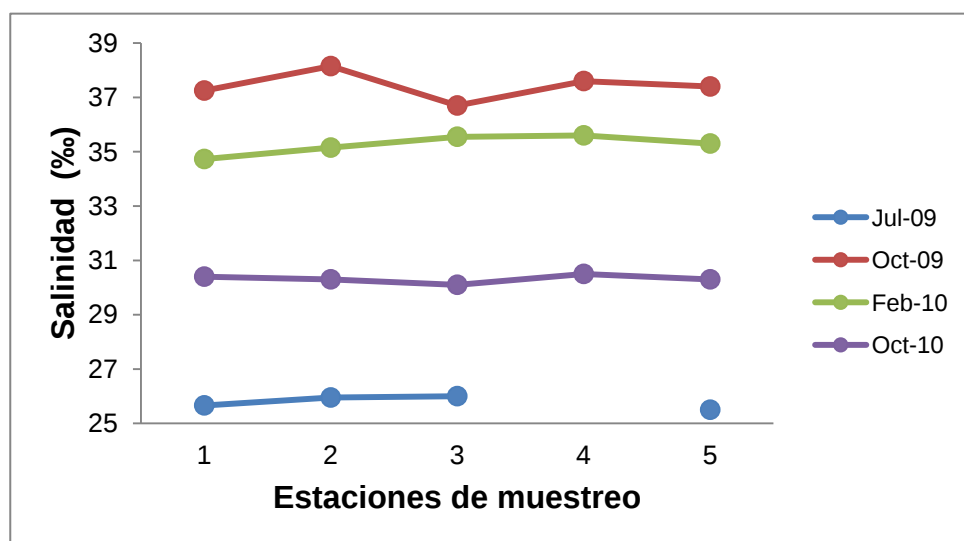


Figura 4. Datos de salinidad (‰) en las 5 estaciones para los cuatro muestreos realizados en la laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo.

8.1.2 Temperatura.

En el primer muestreo (Julio 2009), se observa que la temperatura más baja se registró en la estación 1 con 29.1°C y la más alta en la estación 3 con 32.4°C, el promedio de temperatura fue de 30.3°C. En las tres primeras estaciones hubo un ascenso en la temperatura y descendió en la última estación (Fig. 5). En octubre de 2009, la temperatura mínima se registró en la estación 1 con 30°C y la máxima en la estación 3 con 33.1°C, el valor promedio fue 31.4°C. Los datos de temperatura en este muestreo siguen un patrón similar a los de Julio 2009 con temperaturas ligeramente más altas (Fig. 5). En el tercer muestreo (Febrero 2010), el valor mínimo se registró en la estación 1 con 26.5°C y el máximo en la estación 5 con 29.1°C, en este caso, se observa un incremento gradual de las temperaturas hacia la estación 5 (Fig. 5). Por último, en Octubre de 2010, la mínima se registró en la estación 4 con 27.7°C y la máxima en la estación 2 con 29.5°C, el valor promedio fue de 28.6°C. Los datos de temperatura registraron un decremento hacia la estación 5 (Fig. 5).

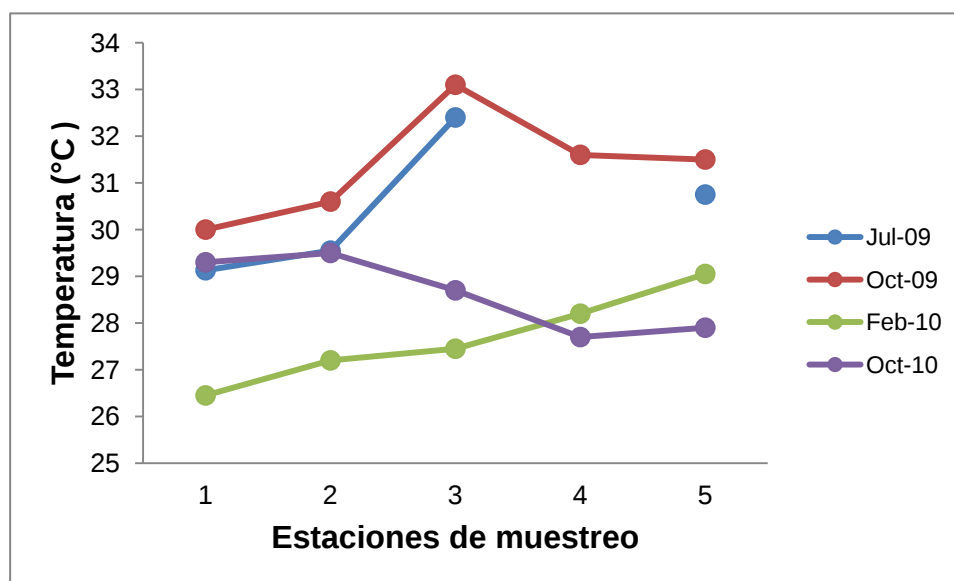


Figura 5. Datos de temperatura (°C) en las 5 estaciones para los cuatro muestreos realizados en la laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo.

8.1.3 Oxígeno disuelto.

En el muestreo de Octubre de 2009, las estaciones 1 y 4 presentaron el valor mínimo de oxígeno disuelto de 7.5 mg L^{-1} y en la estación 5 se registró el máximo con 11.8 mg L^{-1} , el valor promedio fue 9.3 mg L^{-1} (Fig. 6). En el muestreo de Febrero 2010, el valor mínimo se presentó en la estación 1 con 8.2 mg L^{-1} , mientras que la concentración ocurrió en la estación 5 con 11.7 mg L^{-1} , y el valor promedio fue 10.1 mg L^{-1} , en este muestreo se observó un incremento gradual en la concentración de oxígeno (Fig. 6). Finalmente, en el cuarto muestreo (Octubre 2010), la concentración de oxígeno fue 8.8 mg L^{-1} en la estación 1, disminuyendo gradualmente hasta 6.3 mg L^{-1} en la estación 5, el valor promedio de este muestreo fue 8.0 mg L^{-1} (Fig. 6).

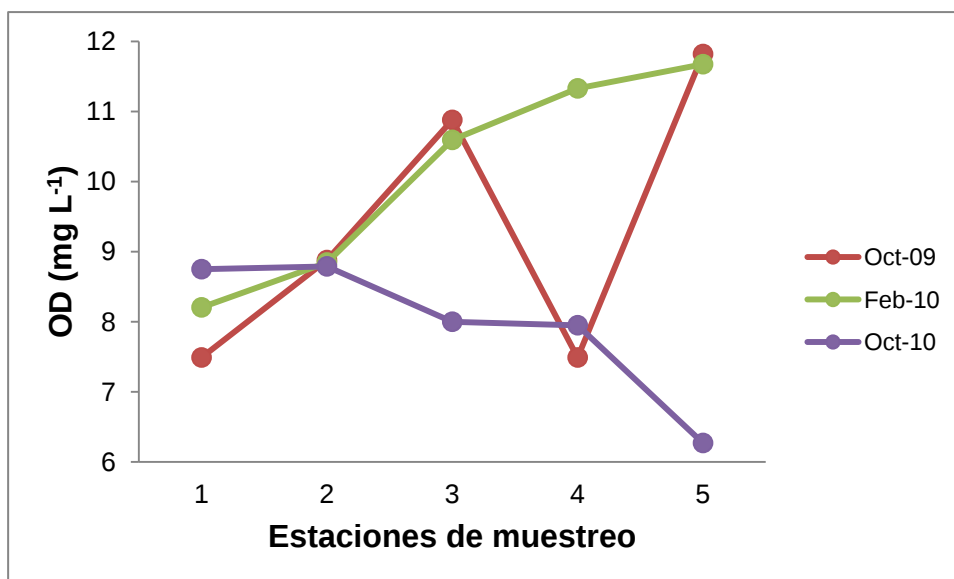


Figura 6. Datos de oxígeno disuelto (OD, mg L^{-1}) en las 5 estaciones para los cuatro muestreos realizados en la laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo.

8.1.4 pH

La temporada de Julio 2009 fue la más alta respecto a las otras temporadas con un promedio de 9.3, el valor mínimo se registró en la estación 1 con 9.1 y el valor máximo en la estación 3 con 9.5 (Fig.7). Para el muestreo de Octubre 2009 se obtuvieron los registros más bajos con un promedio de 8.3, donde la estación 1 presentó el valor más bajo que fue de 8.2 y la estación 5 presentó el más alto con

8.6, no obstante, se observa una tendencia a incrementar hacia la estación 5 (Fig.7). En el tercer muestreo (febrero 2010), se observaron valores ligeramente más altos que el segundo muestreo (octubre 2009), también con una tendencia a incrementar; el valor mínimo del pH se presentó en la estación 1, con 8.1 y el máximo valor se registró en la estación 5 con 8.8, el valor promedio fue 8.5 (Fig.7). Por último, en el muestreo de octubre 2010, el valor mínimo se registró en la estación 3, con 8.8 y el máximo valor en la estación 2 con 9.3, el promedio de pH de este muestro fue de 9.0 (Fig.7).

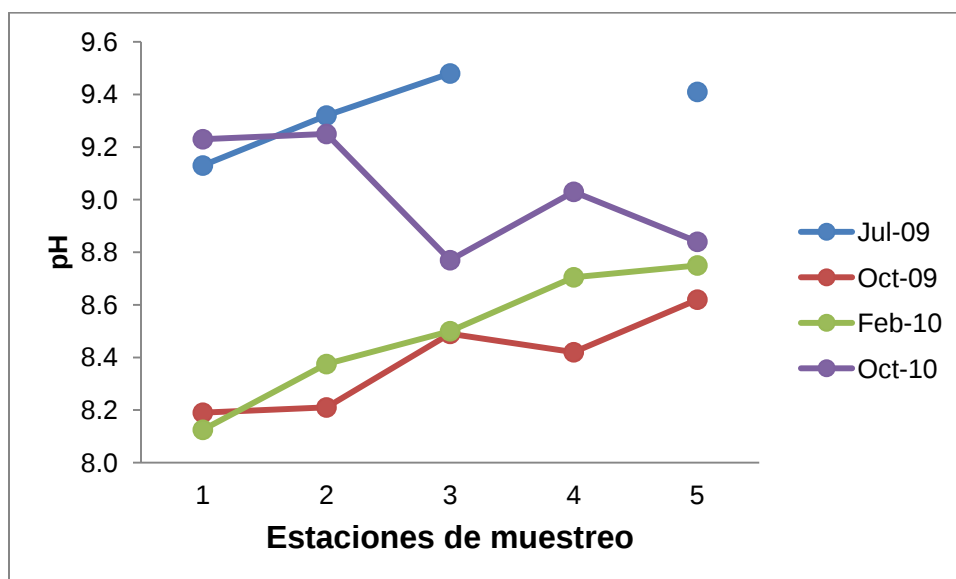


Figura 7. Datos de pH en las 5 estaciones para los cuatro muestreos realizados en la laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo.

8.1.5 Turbidez.

En este caso, sólo se tiene el registro de los 3 primeros muestreos. En el muestreo de julio 2009, se presentó el máximo valor de todos los muestreos que fue en la estación 1 con 44 UNT y el mínimo fue 27 UNT, el valor promedio fue 37 UNT (Fig. 8). El segundo muestreo (octubre 2009) registró un valor mínimo de 11 UNT en la estación 1, mientras que el valor máximo se observó en la estación 3 con 30 UNT, el promedio para este muestreo fue 19 UNT (Fig. 8). El muestreo de febrero de 2010, presentó un promedio de 24 UNT, el valor mínimo se registró en la estación 4 con 10 UNT y el máximo valor en la estación 1 con 38 UNT (Fig. 8).

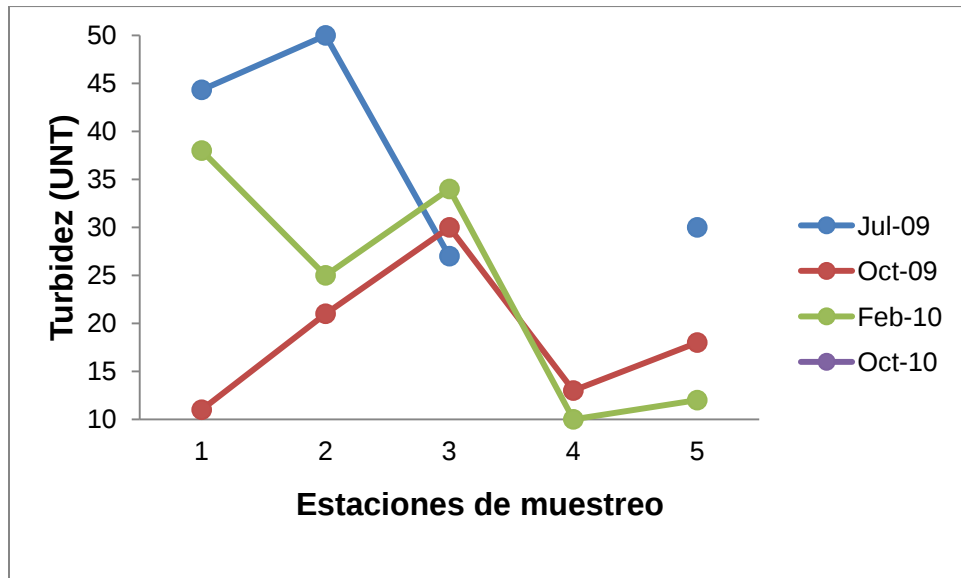


Figura 8. Datos de turbidez (UNT) en las 5 estaciones para los cuatro muestreos realizados en la laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo.

8.2. Análisis de nutrimentos en muestras de agua.

8.2.1 Nitratos y nitritos.

La concentración de nitratos + nitritos fue más menor en los muestreos de julio de 2009 y febrero de 2010 en relación a los muestreos de octubre de 2009 y 2010 (Fig. 9). En el muestreo de julio de 2009, el valor mínimo fue 0.13 μM en las estaciones 3 y 5, el máximo en la estación 1 de 0.18 μM . El promedio fue 0.15 μM (Fig. 9). En febrero de 2010, el mínimo registrado fue 0.10 μM en la estación 5, el máximo de 0.14 μM en la estación 4 y el valor promedio fue 0.11 μM (Fig. 9). En octubre de 2009, el valor más alto se presentó en la estación 1 con 0.87 μM , el valor mínimo fue en la estación 4 con 0.29 μM y el valor promedio fue 0.60 μM (Fig. 9). En octubre de 2010, el valor mínimo se presentó en la estación 4 con 0.30 μM , el máximo en la estación 1 con 0.77 μM y el valor promedio fue 0.45 μM (Fig. 9). Los muestreos de octubre de 2009 y 2010 presentaron un comportamiento similar con una disminución de los valores de nitratos + nitritos de la estación 1 hasta la estación 5 (Fig. 9).

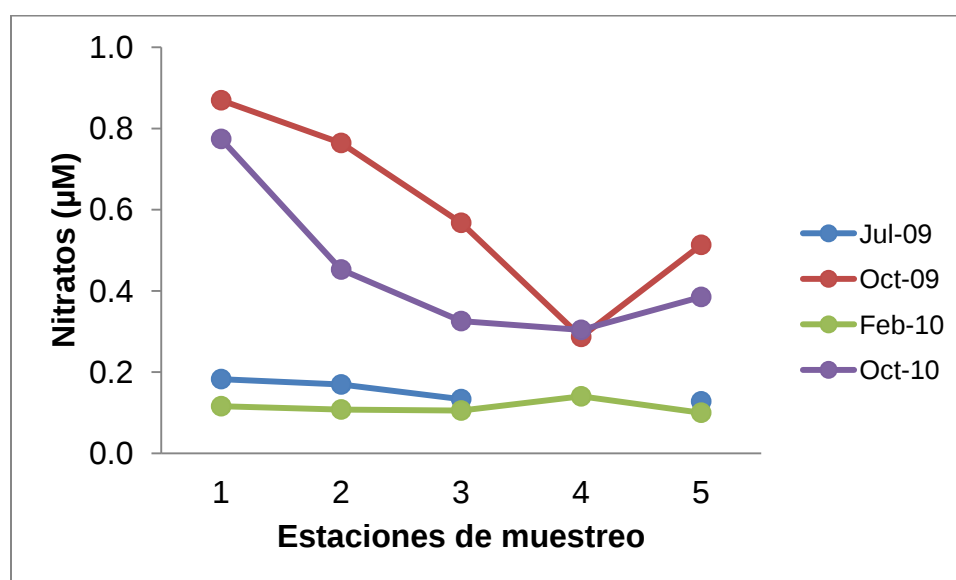


Figura 9. Concentración de nitratos + nitritos (μM) en las 5 estaciones para los cuatro muestreos realizados en la laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo.

8.2.2 Amonio.

Las mayores concentraciones de amonio se presentaron en el muestreo de julio de 2009. En este muestreo, el valor mínimo se presentó en la estación 1 con 9.47 μM , el máximo en la estación 5 con 12.66 μM y el valor promedio fue 11 μM . En octubre de 2009, el valor mínimo se presentó en la estación 4 con 1.61 μM , el máximo en la estación 2 con 4.75 μM y el valor promedio fue 3.41 μM (Fig. 10). El muestreo de febrero de 2010, presentó un valor mínimo de 1.26 μM en la estación 3 y un máximo de 2.52 μM en la estación 1, el valor promedio fue el más bajo de todos los muestreos con 1.88 μM (Fig. 10). Por último, en octubre de 2010, el mínimo registrado fue en la estación 4 con 0.48 μM y el máximo fue 3.17 μM en la estación 1. En los últimos tres muestreos se presentaron datos relativamente uniformes entre sí, incluso la diferencias entre los promedios registrados es menor a 2 μM (Fig. 10).

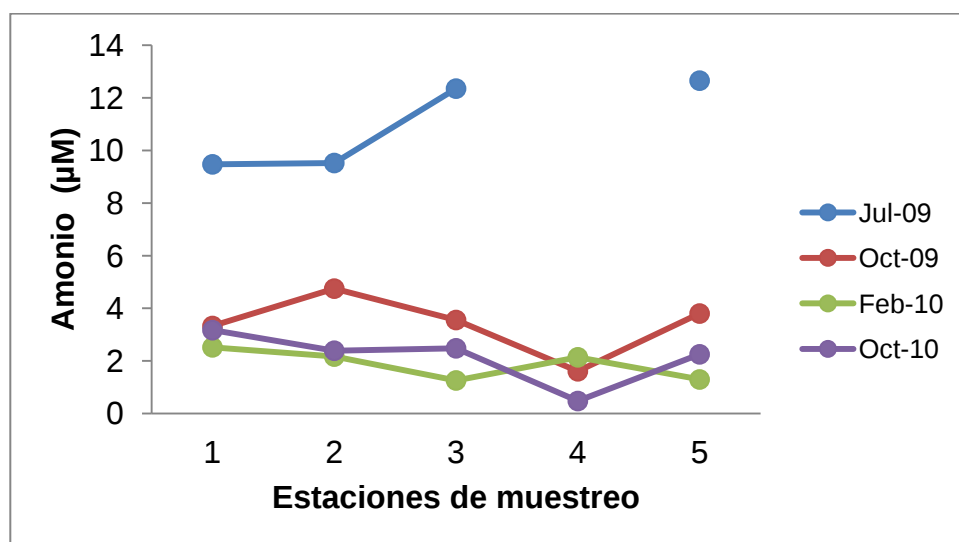


Figura 10. Concentración de amonio (μM) en las 5 estaciones para los cuatro muestreos realizados en la laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo.

8.2.3 Ortofosfatos.

En el muestreo de julio de 2009, el valor mínimo de concentración de ortofosfatos se presentó en la estación 1 con 0.02 μM , el valor máximo se registró en la estación 3 con 0.41 μM y el promedio fue 0.22 μM (Fig. 11). Por otro lado, en octubre de 2009, se presentó un valor promedio de ortofosfatos de 0.10 μM , el mínimo de este muestreo se registró en la estación 4 con 0.07 μM y el valor máximo en la estación 2 con 0.14 μM (Fig. 11). En febrero de 2010, el valor promedio fue 1.36 μM , el valor mínimo se registró en la estación 1 con 1.02 μM y el valor máximo se registró en la estación 4 con 2.02 μM (Fig. 11).

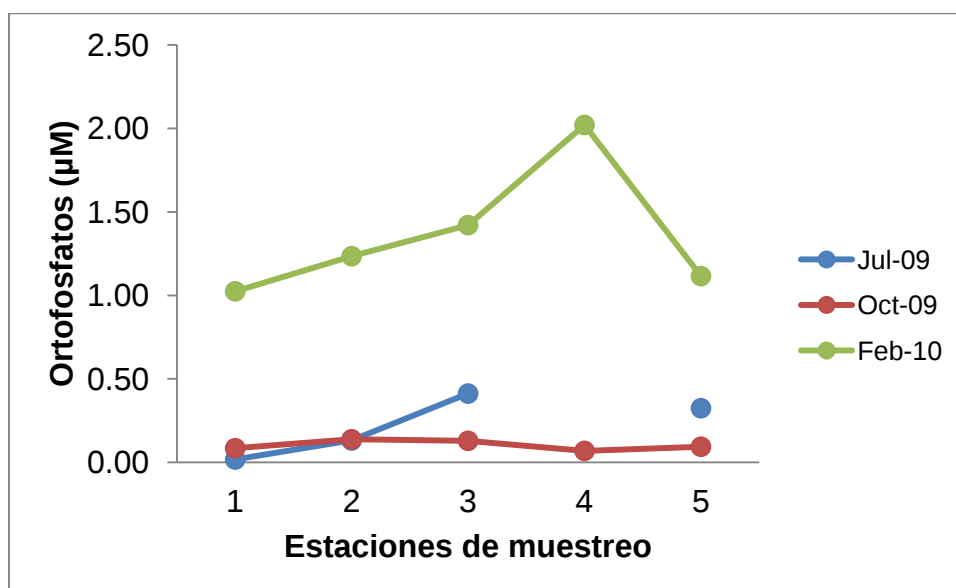


Figura 11. Concentración de ortofosfatos (μM) en las 5 estaciones para los cuatro muestreos realizados en la laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo.

8.3. $\delta^{15}\text{N}$ en pastos marinos y mangle.

En julio de 2009, el valor mínimo del $\delta^{15}\text{N}$ en hojas de *Thalassia testudinum* se presentó en la estación 5 con 1.46‰, el valor máximo se registró en la estación 2 con 1.99‰ y el promedio fue 1.71‰ (Fig. 12). En el muestreo de febrero de 2009, el valor promedio fue 1.84‰, el valor máximo fue 2.83‰ en la estación 3 y el mínimo registrado fue 0.24‰ en la estación 5 (Fig. 12). Finalmente en Octubre de 2010 se presentaron los valores isotópicos más altos presentando un promedio de 5.58‰, el valor mínimo se registró en la estación 4 con 5.02‰, mientras que el más alto fue en la estación 1 con 6.35‰. No se muestran valores isotópicos para la estación 1, debido a la ausencia de *T. testudinum* en este punto (Fig. 12).

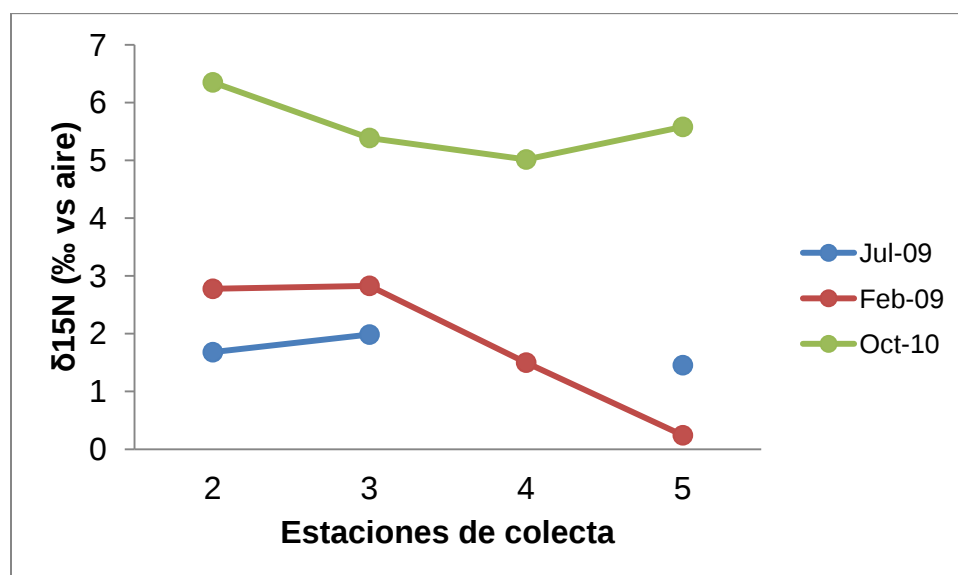


Figura 12. $\delta^{15}\text{N}$ de hojas de *Thalassia testudinum* (‰) en las 4 estaciones para los cuatro muestreos realizados en la laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo.

La composición isotópica de N de hojas de manglar fue determinada solo para los muestreos realizados en julio de 2009, febrero y octubre de 2010. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de hojas de mangle fueron 2.3 y 2.4‰ para julio de 2009 y para octubre de 2010 fue 12.5‰.

8.4 $\delta^{15}\text{N}$ en muestras de sedimento.

La composición promedio del $\delta^{15}\text{N}$ fue 1.84 con mínimo de 0.50‰ y máximo de 2.97‰ para Julio de 2009. En el muestreo realizado en Febrero de 2010, el sedimento superficial tuvo una composición isotópica de nitrógeno promedio de 1.21. El valor máximo del $\delta^{15}\text{N}$ sedimentario fue 2.11‰ y mínimo de 0.31‰.

8.5 Aplicación del índice de eutrofización por nutrientes.

El índice de eutrofización para amonio tuvo valores por debajo de 2 y califica como oligotrófica a la laguna costera de Mahahual, Quintana Roo. Por otro lado, el índice de eutrofización reveló para los ortofosfatos y nitratos sugieren una laguna arrecifal de aguas oligotróficas, ya que se obtuvieron valores menores a 2. Finalmente, los valores de nitritos aplicados a este índice sugieren que la laguna arrecifal están en el límite inferior de aguas mesotróficas (Fig. 13).

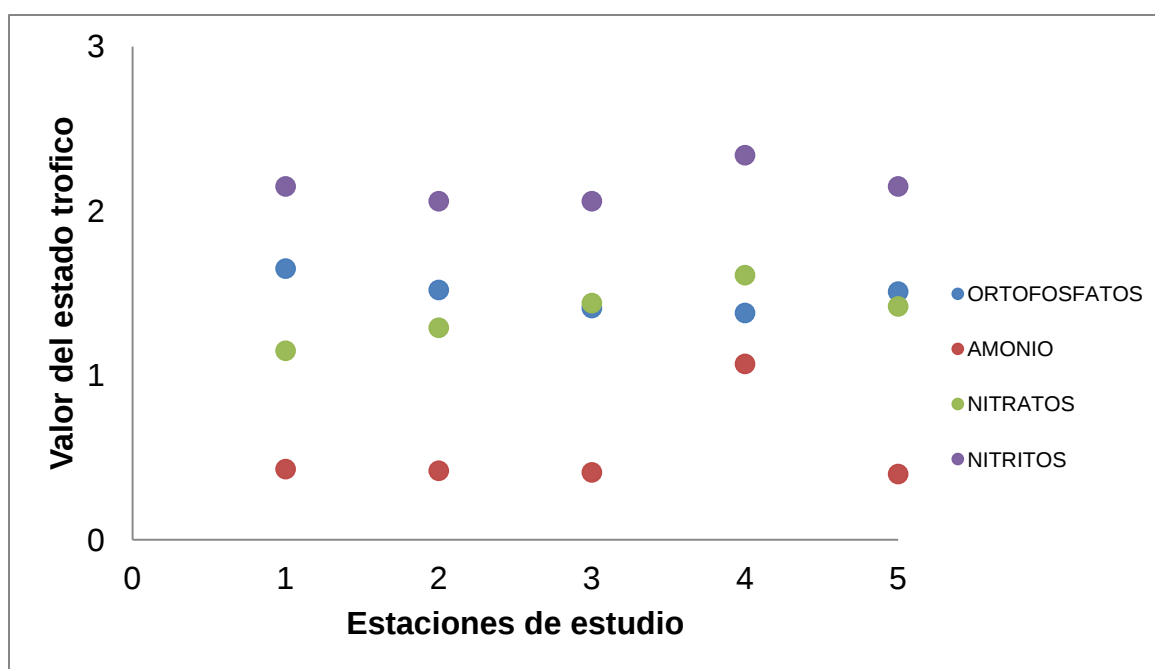


Figura 13. Índice de eutrofización (1 a 2 oligotrófico; 3 a 5 mesotrófico y >5 eutrófico) por nutriente para cada estación en la zona costera de Mahahual, Quintana Roo.

9. Discusión

Las condiciones meteorológicas en la región están asociadas con tres épocas: (1) la estación seca de Febrero a Mayo; (2) la estación húmeda de Junio a Octubre; y (3) la estación de nortes de Octubre a Febrero. La salinidad en la laguna arrecifal de Mahahual está relacionada con la época de escurrimientos ocasionados durante la estación húmeda a lo largo de la costa de Quintana Roo (e.g., Mutchler *et al.*, 2007). La salinidad fue menor en los meses de Julio de 2009 y Octubre de 2010 (Fig. 4) correspondiendo a la época de lluvias en la región y salinidad relativamente alta en Febrero de 2010 que ocurre en el periodo de nortes a secas (e.g., Carrillo *et al.*, 2009). La salinidad fue anómalamente alta para Octubre de 2009, considerando que es época de lluvias, sin embargo, los datos meteorológicos reportaron escasez de lluvias para esta época del año (Carrillo-Bribiesca, 2010 Com. Pers.; estación meteorológica del ECOSUR, unidad Chetumal). De hecho, el índice de sequía para Octubre de 2009 fue anómalamente severo (NOAA, 2011).

El oxígeno disuelto es importante para la vida marina ya que niveles bajos son pueden conducir a condición subóxica o en casos extremos a anoxia en el ambiente y, por lo tanto, baja supervivencia de especies. En cambio, cuando el oxígeno disuelto se encuentra estable es un buen indicio de fotosíntesis en el ambiente y descomposición de materia orgánica. Los niveles de oxígeno disuelto son muy similares a los reportados para los sistemas lagunares del Caribe mexicano (e.g., Carrillo, 2004; Lanza, 2006; Carbajal, 2008). El incremento del oxígeno disuelto de la zona de mayor desarrollo hacia la zona de menor desarrollo para Octubre de 2009 y Febrero de 2010 (Fig. 6) puede estar asociado a la contribución de una mejor fotosíntesis de los pastos marinos. De hecho, la turbidez del agua disminuye para los mismos periodos, lo que favorece la penetración de luz y con ello, el proceso de fotosíntesis por parte de los pastos marinos (Orth *et al.*, 2006).

El efecto de las descargas de agua subterránea no puede ser observado en el pH, tal como fue registrado en el informe técnico de la CNA (2008), realizado en

Playa del Carmen, donde encontraron una correspondencia con el pH y la salinidad, es decir si para el pH se obtenían valores bajos debido a la introducción de agua dulce, la salinidad también sería baja y en el caso de que el pH fuera alto entonces la salinidad también sería alta debido a la no introducción de agua dulce; lo anterior lo demostraron al encontrar salidas de agua dulce en la playa, lo cual no ocurrió en este estudio para poder corroborar este patrón de pH y salinidad. Para la zona de Mahahual se encontró una correspondencia entre el pH y la salinidad para los periodos de muestreo de julio de 2009, febrero y octubre de 2010 ($R^2 = 0.72$), y no así para octubre de 2009 considerado una periodo anómalo de sequia (NOAA, 2011). Los valores altos de pH con salinidad baja posiblemente se deba a que el ambiente es más carbonatado (no necesariamente por el efecto de aguas subterráneas) con registros de salinidad baja para la misma temporada (Fig. 7).

Mutchler *et al.* (2007) reportaron la concentración de nitratos de 3.3 a 8.3 μM para la laguna arrecifal de Akumal, Quintana Roo, este intervalo es un orden de magnitud mayor a las concentraciones de nitratos registradas para la laguna arrecifal de Mahahual y Puerto Morelos (Carruters *et al.*, 2005; Tabla 1). Mientras la concentración de amonio fue mayor en Mahahual, lo cual puede ser indicativo de aportes recientes de agua residual. De hecho en el muestreo de Julio de 2009, la concentración de amonio vario entre 9.5 y 12.7 μM , posiblemente asociado al arrastres de nutrientes por lluvia, como fue reportado por Salazar-Vallejo (2000). Sin embargo, la concentración de nutrientes en el agua intersticial en la laguna arrecifal de Puerto Morelos (amonio 1.2 a 3.4 μM y NID 2.8 a 4.4 μM) fueron extremadamente bajas comparado con el valor promedio de la concentración de amonio global de 86 μM en las praderas pastos marinos (Hemminga y Duarte, 2000). La concentración de ortofosfatos fue mayor para el muestreo de Febrero 2010, pero similares para los muestreos de Julio y Octubre de 2009 a los reportados por Mutchler *et al.* (2007) para Bahía Akumal (Tabla 1).

Tabla 1. Comparación entre valores de Nutrimientos en zonas de pastos marinos.

Nutrimiento	Zonas de estudio			
	Bay Moreton, Australia. (Burkholder <i>et al.</i> , 2007)	Laguna arrecifal Puerto Morelos (Carruters <i>et al.</i> , 2005)	Bahía Akumal (Muchtler <i>et al.</i> , 2007)	Mahahual (este estudio)
Ortofosfato (PO_4^{-3})	0.1 a 1.7 μM	1.0 a 1.5 μM	0.26 a 0.28 μM	0.02 a 2.02 μM
Amonio (NH_4)	0 a 3.2 μM	1.2 a 3.4 μM	1.2 a 2.3 μM	0.48 a 12.66 μM
Nitratos + nitritos	0.05 a 8 μM	0.92 μM	8.3 a 3.3 μM	0.10 a 0.87 μM

La incorporación de nitratos por infiltración/lixiviación se considera un problema que se expande a nivel mundial, ya que se ha observado un incremento en las concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas (Smith, 1993). El amonio es la forma del N consumida en forma preferente por el fitoplancton y es el primer compuesto que aparece en los procesos metabólicos de los organismos. Su presencia se considera un índice de actividad biológica y aumenta sus concentraciones en sistemas costeros, aunque también se ha propuesto como un indicador de contaminación. El amonio es oxidado a nitritos y posteriormente a nitratos, por lo que su presencia puede indicar aportes recientes de origen antropogénico. Acorde con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CECA) establecen un máximo permisible para uso recreativo de 6 mg/l, pero el máximo permisible de amonio para preservar la vida acuática marina es 0.01 mg/l y en agua dulce es de 0.06 mg/l.

En este trabajo se observó que en general, los valores de nitratos + nitritos ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) disminuyen conforme aumenta la distancia con la planta de tratamiento y se aleja de la zona más poblada (Fig. 9). Pero vuelve a incrementarse ligeramente en la última estación considerada como prístina que, sin embargo cuenta con diversos caseríos y no cuentan con sistema de alcantarillado, por lo que se infiere que presentan filtraciones de las fosas sépticas. Salazar-Vallejo (2000) reporta valores de nitratos más altos para Xahuaychol

(zona aledaña a la última estación de muestreo para este estudio) que para Mahahual en temporada de lluvias debido a filtraciones de agua subterránea.

El valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ para *Thalassia testudinum* fue $1.8 \pm 1.2\text{‰}$ para la época seca. En la época seca la composición isotópica de nitrógeno fue más pesada en los sitios 2 y 3 que en los sitios 4 y 5. El valor del $\delta^{15}\text{N}$ de los sitios 2 y 3 fue 2.5‰ mas positivo que en los sitios 4 y 5. El análisis de varianza denoto diferencias significativas entre los sitios muestreados para la época seca.

Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ de *T. testudinum* en Mahahual (Fig.12) fueron comparados con datos de la Laguna Nichupte, la Laguna arrecifal de Puerto Morelos, Bahía Akumal y Xa'ak, Quintana Roo (Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007). Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ pueden ser discutidos en términos de valores característicos de medios naturales y antropogénicos. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* fueron similares para Mahahual (2‰) y Puerto Morelos (2‰). Las composiciones isotópicas de *T. testudinum* fueron similares en Bahia Akumal (7‰), Xa'ak (6‰), y el sur de Nichupte (6‰), pero más enriquecidos en ^{15}N que en Mahahual y Puerto Morelos. Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* fue más enriquecido en ^{15}N en el norte de la Laguna Nichupte comparado con los otros sitios (sur de Nichupte, Xa'ak y Bahía de Akumal). El análisis de varianza entre los sitios muestreados indica diferencias significativas para Nichupte sur y norte, Xa'ak y Bahía de Akumal comparado con Puerto Morelos y Mahahual.

El Caribe Mexicano tiene la más alta expansión poblacional y crecimiento turístico en México. Sobre la Riviera Maya, el número de hoteles y turistas se ha cuadruplicado de 1998 a 2008 (Secretaria de Turismo, 2008). En cambio la Costa Maya y Mahahual tiene un desarrollo turístico más lento que en la Riviera Maya. Sin embargo, el arribo de 2 millones de turistas en cruceros durante 5 años (2002-2006) incrementa la demanda de servicios e incrementa las descargas de aguas tratadas dentro del ecosistema marino. El tratamiento adecuado de aguas residuales y la disposición final son un factor crítico en el área de estudio porque las aguas subterráneas se mueven hacia el océano, llevando nutrimentos como el

nitrógeno de aguas tratadas o fallidos sistemas sépticos (Whitney *et al.*, 2003). Sin embargo, las descargas de aguas subterráneas son difíciles de detectar porque no tiene una distribución puntual (Charette *et al.*, 2001). Así que los trazadores geoquímicos son útiles para establecer la fuente de nitrógeno dentro de los ambientes marinos. 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 (McClelland *et al.*, 1997). En aguas oligotróficas, el $\delta^{15}\text{N}$ es bajo en macroalgas, epifitas y pastos marinos, debido a las bajas concentraciones de NID con valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 0 a 2‰ (Wada y Hattori, 1991; Shearer y Kohl, 1993; Yamanuro *et al.*, 2003).

El desarrollo turístico de la laguna Nichupte es mayor a Bahía Akumal y Xa'ak, y con desarrollo menor Puerto Morelos y Mahahual. Para determinar la contribución de nitrógeno en el sistema lagunar de Nichupte, laguna arrecifal de Puerto Morelos, Bahía Akumal, Xa'ak y Mahahual se compararon los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para la época seca. Carruthers *et al.* (2005) hicieron un estudio comparativo en Puerto Morelos y Laguna Nichupte. En este estudio el pasto *Thalassia testudinum* tuvo una composición isotópica de nitrógeno de $9\pm 1\text{‰}$ en la región norte y $6\pm 1\text{‰}$ en el sur de la Laguna Nichupte. En Puerto Morelos, los valores encontrados de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de $2\pm 1\text{‰}$. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de $7\pm 1\text{‰}$ y $6\pm 1\text{‰}$ para *T. testudinum* en Bahía Akumal y Xa'ak (Mutchler *et al.*, 2007). En este estudio el valor de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* sugiere que las condiciones oligotróficas se mantienen para la laguna arrecifal de Mahahual.

El valor de $\delta^{15}\text{N}$ de $9\pm 1\text{‰}$ fue encontrado en *T. testudinum* en el norte de la región de la Laguna Nichupte, adyacente a Cancún y fue significativamente diferente de otros sitios. El máximo valor isotópico en *T. testudinum* es mucho más cercano a aguas residuales no tratadas ($7\pm 2\text{‰}$; Waldron *et al.*, 2001). La fuente de este N puede ser el sistema de drenaje de Cancún con su disposición final en el norte de la Laguna Nichupte. Sin embargo este rango es parecido al $\delta^{15}\text{N}$ de las aguas subterráneas derivando N de la deposición atmosférica ($2\pm 4\text{‰}$; Kendall,

1998). La carga de N atmosférico depositado también se ha incrementado en los últimos cien años (8%, Bowen y Valiela 2001), pero este incremento es menor comparado con el aumento de descargas de aguas residuales (93%, Bowen y Valiela, 2001). Esto es de particular interés porque las poblaciones cercanas a la línea costera, es decir menor a 200 m, se cree que contribuyen con mas N que reciben las aguas que las poblaciones localizadas más hacia el interior (Valiela *et al.*, 1997; Corbett *et al.*, 2002).

Thalassia testudinum tuvo N de 2.5% a 2.8% en la Laguna Nichupte, mayor al N de *T. testudinum* en la Bahía de Florida (1.8%; Fourqurean y Zieman, 2002) y comparable a las concentraciones de N en las bahías de la Bermuda, clasificadas como eutróficas (2.8%; McGlathery, 1995). El N en *T. testudinum* indica un aumento de la carga de nitrógeno en la Laguna Nichupte.

Carruthers *et al.*, (2005) reportaron que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de pastos marinos de Bahía de Akumal y Xa'ak son similares a la Laguna Nichupte (6‰ - 9‰), el cual es afectado por descargas de aguas tratadas. Sin embargo, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en nitratos asociado con descargas de aguas tratadas (Fourqurean *et al.*, 2005) puede ser el producto del enriquecimiento ^{15}N causado por desnitrificación dentro de la roca madre o sedimento (McClelland y Valiela, 1998; Corbett *et al.*, 1999; Mutchler *et al.*, 2007). Recientemente, Baker *et al.* (2010) proponen un novedoso método para discriminar el enriquecimiento causado por desnitrificación de ^{15}N . En áreas de desarrollo turístico con descargas directas hacia el ambiente marino hay una excelente correlación entre los altos valores de $\delta^{15}\text{N}$ y una mayor abundancia de bacterias entéricas. Esto fue usado para indicar que las entradas de aguas residuales son importantes fuentes de ^{15}N en los sistemas marinos oligotróficos, con un predominio de desnitrificación microbiana en las aguas subterráneas.

El valor del $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* fue de $2\pm 1\text{‰}$ para Puerto Morelos y Mahahual, lo cual es una diferencia isotópica de 4‰ a 7‰, comparado con la Laguna Nichupte, Bahía Akumal y Xa'ak. El valor isotópico de N en pastos

marinos sugiere que las condiciones oligotróficas en Puerto Morelos y Mahahual pueden ser propuestas con una base de monitoreo ambiental, porque la contribución de N es prácticamente cero o muy baja. Hay una clara diferencia en el ambiente del N asimilado por *T. testudinum* a lo largo de la costa de Quintana Roo, consistente con la influencia isotópica del N derivado de aguas residuales. El valor isotópico del N $>5\text{‰}$ fue medido a lo largo de regiones desarrolladas y esto fue correlacionado con la abundancia de bacterias entéricas (de la Lanza-Espino, 2006; Baker *et al.*, 2010), lo cual soporta la hipótesis de que las contribuciones fueron derivadas de aguas tratadas y no es el resultado de desnitrificación bacteriana en aguas subterráneas.

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de *G. ventolina* fueron comparados para la costa de Bahía Akumal un sitio muy desarrollado y la costa de Mahahual, con poco desarrollo turístico (Baker *et al.*, 2010). La *Gorgonians* tiene un $\delta^{15}\text{N}$ de 7.7‰ para Bahía Akumal y 3.6‰ para Mahahual, una diferencia isotópica de 4.1‰ , el cual es equivalente a la diferencia promedio entre los niveles tróficos en la cadena alimentaria. Mutchler *et al.* (2007) hicieron un análisis isotópico de NO_3^- y reportaron valores de 7.6‰ para Bahía Akumal, sugiriendo que *T. testudinum* y *G. ventolina* están asimilando NO_3^- , sin fraccionación isotópica. La diferencia isotópica de N fue $5\pm 1\text{‰}$ para *T. testudinum* entre Bahía Akumal ($7\pm 1\text{‰}$) y Mahahual ($2\pm 1\text{‰}$), corroborando la asimilación de N en ambos *T. testudinum* y *G. ventolina*.

La pobre consistencia en el $\delta^{15}\text{N}$ de *G. ventolina* con algas y pastos marinos es causada por el alto índice de asimilación de N (días a semanas) de estas especies (Baker *et al.*, 2010). Entonces estas especies pueden capturar en un corto tiempo importantes contribuciones de N derivado de aguas residuales después de esporádicas lluvias o durante la alta temporada turística (Lapointe *et al.*, 2004). De tal forma que los corales y pastos marinos pueden ser usados como trazadores de nitrógeno derivados de descargas de aguas residuales dentro del medio marino, donde las concentraciones de NID son bajas.

El $\delta^{15}\text{N}$ de *T. testudinum* fue significativamente más bajo en Mahahual y Puerto Morelos comparado con los reportados en las áreas turísticas de la Riviera Maya (Mutchler *et al.*, 2003; Carruthers *et al.*, 2005; Baker *et al.*, 2010). Este estudio indica que el arrecife de Mahahual no ha experimentado el efecto de una descarga de nutrimentos derivado de aguas subterráneas. Sin embargo el crecimiento turístico y el desarrollo de Costa Maya pueden conducir a una presión en el ambiente sobre el ecosistema arrecifal. Los efectos de desnitrificación asociados con aguas residuales enriquecidas inicialmente son detectados en la roca madre y sedimentos (McClelland y Valiela, 1998, Corbett *et al.*, 1999). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en sedimentos de la laguna arrecifal de Mahahual muestran valores similares a los de *T. testudinum*. Sin embargo, la continua contribución de nitrógeno antropogénico mediante la descarga de aguas residuales a través de aguas subterráneas tiene el potencial para afectar las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral a lo largo de la costa del Caribe de México.

Es complicado clasificar un ecosistema costero por etapas de eutrofización debido a que la productividad biológica se ve influenciada por muchos factores que regulan las transformaciones biogeoquímicas tales como latitud (temperatura y radiación solar), estacionalidad, clima, aportes de nutrimentos y reciclado, la herbivoría y geomorfología del sitio (Cloern 2001). Sin embargo el uso de los índices de eutrofización para comparar las épocas climáticas son de utilidad ya que se puede conocer la tendencia estacional del nivel trófico (Aranda, 2004). Un detalle importante que evita o aminora una posible eutrofización antropogénica puede ser el tiempo de residencia del agua en esta laguna arrecifal. Por otro lado, con base en los resultados obtenidos en este trabajo, referentes al índice de eutrofización (Karydis *et al.*, 1983), la zona de Mahahual Quintana Roo, puede considerarse oligotrófica respecto a la calidad de agua, ya que se obtuvieron valores lejanos a lo que el índice considera eutrófico (Fig. 13).

10. Conclusiones

Para la temporada de mayor precipitación se aprecia un cambio en el $\delta^{15}\text{N}$ comparado con la temporada de menor precipitación por lo que se ve reflejado una influencia por las filtraciones de aguas subterráneas debido a las lluvias.

El $\delta^{15}\text{N}$ es un indicador sensible de la influencia temprana de nutrimentos en el medio.

Los resultados muestran que la zona de estudio todavía no se encuentra eutrofizada sin embargo es importante tomar precauciones debido al arribo de cruceros internacionales y crecimiento constante del poblado.

Los isótopos estables son una herramienta simple pero sólida que representa una idea general de eutrofización en aguas costeras.

Es necesario tener mayor conocimiento de la zona de estudio a largo plazo de los procesos oceanográficos y biogeoquímicos que controla la dinámica de la calidad del agua de este ecosistema costero

11. Bibliografía

- Aguilar, D. 1998. Estructura de la comunidad bentónica del arrecife de Mahahual, Quintana Roo, México. Tesis de Maestría en Ciencias. CINVESTAV, IPN. 81p
- Aranda, C. N. 2004. Eutrofización y calidad del agua de una zona costera tropical. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, Departamento de Ecología.
- Baker D., Jordán-Dahlgren E., Maldonado M. y Drew H. 2010. Sea fan corals provide a stable isotope baseline for assessing sewage pollution in the Mexican Caribbean. *Limnology Oceanography*. 55 (5), 2139-2149.
- Burkholder J., Tomasko D. y Touchette B. 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 350, 46-72.
- Beman, J.M., Arrigo, K.R., Matson, P.A., 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*, 434, 211-214.
- Bowen, J.L., Valiela, I. 2001. The ecological effects of urbanization of coastal watersheds: historical increases in nitrogen loads and eutrophication of Waquoit Bay estuaries. *Canada Journal Fisheries Aquatic Science*, 58, 1489-1500.
- Bowen, J. L., Kroeger, K. D., Tomasky, G., Pabich, W. J., Cole, M. L., Carmichael, R. H., Valiela, I. 2007. A review of land-sea coupling by groundwater discharge of nitrogen to New England estuaries: Mechanisms and effects. *Applied geochemistry*, 22, 175-191.
- Bryant, D., Burke, L., McManus, J.W., Spalding, M. 1998. Reefs at Risk. A Map-Based Indicator of Potential Threats to the World's Coral Reefs. World Resources Institute, Washington, DC, 11-15.
- 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.
- Castellanos, I. y Suárez, E. 1997. Observaciones sobre el zooplankton de la zona arrecifal de Mahahual, Quintana Roo (Mar Caribe Mexicano). *Anales Inst. Biol. Univ. Nac. Auton. México. Ser. Zool.* 68 (2), 237-252.

- Charette, M.A., Buesseler, K.O., Andrews, J.E. 2001. Utility of radium isotopes for evaluating the input and transport of groundwater-derived nitrogen to a Cape Cod estuary. *Limnology and Oceanography* 46, 465-470.
- Corbett, D.R., Chanton, J., Burnett, W., Dillon, K., Rutkowski, C., 1999. Patterns of groundwater discharge into Florida Bay. *Limnology and Oceanography*, 44, 1045-1055.
- Corbett, D.R, Dillon, K., Burnett, W., Schaefer, G., 2002. The spatial variability of nitrogen and phosphorus concentration in a sand aquifer influenced by onsite sewage treatment and disposal systems: A case study on St. George Island, Florida. *Environmental Pollution*, 117, 337-345.
- Costanza R., d'Arge R., Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Rasking R., Sutton P. y Van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387, 253-270.
- Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C., 2001. Assessing the seasonal influence of sewage and agricultural nutrient inputs in a subtropical river estuary. *Estuaries*, 26, 857-865.
- Chen X., Hutley L., y Eamus D. 2003. Carbon balance of a tropical savanna of northern Australia. 137, 405-416.
- De la Lanza Espino, G., 2006. Estudio ambiental integrado de las playas del municipio de Solidaridad Quintana Roo. *Revista del Medio Ambiente, Turismo y Sustentabilidad*, 2, 1-8.
- Duarte C. y Chiscano C. 1999. Seagrasses biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany*. 1334, 1-16.
- Fourqurean, J.W., Zieman, J. C., 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., Escorcia, S.P., Anderson, 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*, 23, 447-461.

- Fry, B. 2006. Stable isotope ecology. Springer Press, New York, U.S.A., 310 pp.
- Gallegos, A. y Czitrom, S. 1997. Aspectos de la oceanografía física regional del Mar Caribe, en: M.F. Lavín, editor. Contribuciones a la oceanografía física en México. Monografía No. 3, Unión Geofísica Mexicana. 225-242 pp.
- Gordon, A.L. 1967. Circulation of the Caribbean Sea. *Journal of Geophysical research*. 72 (24), 6207-6223.
- Gutiérrez-Aguirre M., Fuente-Betancourt M. y Cervantes-Martínez A. 2000. Biomasa y densidad de dos especies de pastos marinos en el sur de Quintana Roo, México. *Biología tropical*. 48, 2-3.
- Hansell D. y Carlson C. 2001. Biochemistry of total organic carbon and nitrogen in the Sargaso Sea: control by convective overturn. *Deep-Sea Research*. 48, 1649-1667.
- Heikoop, J.M., Risk, M., Lazierb, A.V., Edingerb, E.N., Jompad, J., Limmonb, V., Dunnb, J.J., Browne, D.R., Schwarcz, H.P., 2000. Nitrogen-15 signals of anthropogenic nutrient loading in reef corals. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 628-636.
- Hirales, M., Espinoza, J., Schmook, B., Ruiz, A. y Ramos, R. 2010. Agentes de deforestación de manglar en Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, sureste de México. *Ciencias Marinas*. 36(2), 147-159.
- Karydis, M., Ignatiades, L. y Moschopoulou, N. 1983. A index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 16, 339-344.
- Kinder, T.H., Heburn, G.W. y Green, A.W. 1985. Some aspects of the Caribbean Circulation. *Marine Geology*. 68, 25-52.
- Kreitler, C.W., Ragone, S.E., Katz, B.G., 1978. N¹⁵/N¹⁴ ratios of ground-water nitrate, Long Island, New York. *Ground Water*, 16, 404-409.
- Lapointe, B.E., O'Connell, J.D., Garrett, G.S., 1990. Nutrient couplings between on-site sewage disposal systems, groundwaters, and nearshore surface waters of the Florida Keys. *Biogeochemistry*, 10, 289-308.

- Lapointe B. y Clark M. 1992. Nutrients inputs from the watershed and coastal eutrophication in the Florida keys. *Estuaries*. 15, 465-476.
- Lapointe B. 1997. Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnology and Oceanography*. 1997. 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.
- Lapointe B., Barile P., Littler M., Littler D., Bedford B. y Gasque C. 2005. Macroalgal Blooms on southeast Florida coral reefs I. Nutrient stoichiometry of the invasive green alga *Codium isthmocladum* in the wider Caribbean indicates nutrient enrichment. *Harmful Algae*. 4, 1092-1105.
- Larkum A., Orth R. y Duarte C. 2006. *Seagrasses: Biology, Ecology and conservation*. Springer. 691pp.
- Liu, K., Iseki K. y Chao S. 2000. Continental margin carbon fluxes
- Macko, S.A., Ostrom, N.E., 1994. Pollution studies using stable isotopes. In: Lajtha, K., Michener, R. (Eds.), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 45-62.
- Michener, R. (Eds.), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 45-62.
- McClelland, J.W., Valiela, I., 1998. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. *Limnology and Oceanography*, 43, 577-585.
- McClelland, 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.

- McGlathery, K. J. 1995. Nutrient and grazing influences on a subtropical seagrass community. *Marine Ecology Progress Series*, 122, 239-252.
- McClelland J., Valiela I. y Michener R. 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology Oceanography*. 42, 930-937.
- Mutchler T., Dunton K., Townsend-Small A., Fredriksen S. y Rasser M. 2007. Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuarine coastal and shelf science*. 74, 449-457.
- Orth R., Carruthers T., Dennison W., Duarte C., Fourqurean J., Heck K., Hughes A., Kendrick G., Kenworthy W., Olyarnik S., Short F., Waycott M. y Williams S. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56, 987-996.
- Pacheco-Ávila J. y Cabrera-Sansores A. 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería*. 7-2, 47-54.
- Peterson, B.J. y Fry, B. (Eds.), 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual review of ecology and systematics*. Annual Reviews Inc., 293-320.
- Ruiz-Halpern S., Macko S. y Fourqurean J. 2008. The effects of manipulation of sedimentary iron and organic matter on sediment biogeochemistry and seagrasses in a subtropical carbonate environment. *Biogeochemistry*. 87, 113-126.
- Salazar-Vallejo S. 2000. Bentos costero del Sur del Caribe mexicano: línea de base para estudios a largo plazo (4120P-N9607). Informe de proyecto.
- Salazar-Vallejo S. 2000. Biogeografía marina del gran Caribe. *Interciencia*. 25, 7-12.
- Secretaría de Turismo, 2008. Indicadores Turísticos. Quintana Roo, México. <http://sedetur.qroo.gob.mx/estadisticas/estadisticas.php>.

- Short F. y Willie-Echeverria S. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental conservation*. 23, 17-27.
- Shearer, G., Kohl, D.H., 1993. Natural abundance of ^{15}N : fractional contribution of two sources to a common sink and use of isotope discrimination. In: Knowles, R., Blackburn, T.H. (Eds.), *Nitrogen Isotope Techniques*. Academic Press, pp. 89-125.
- Short, F.T., Wyllie-Echeverria, S., 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23, 17-27.
- Sima-Morales, L. 2004. Hidrología y estado trófico de lagunas costeras del Caribe Mexicano: Aportes de nutrientes de diferentes fuentes. Tesis de Maestría en Ciencias. CINVESTAV. IPN. Mérida, México. 92 pp.
- Smith S. y Hollibaugh J., 1993. Coastal metabolism and the oceanic organic carbon balance. *Reviews of Geophysics*, 31, 75-89.
- Strickland, J.D.H. y Parsons, T.R. 1968. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Resear Board of Canada, Bulletin 167, 71-75
- Sukhovey, V.F. 1980. Hodrology of the Caribbean Sea and the Gulf of Mexico. Ed. Gidrometeoizdat, Lenindrado. 182 pp.
- Touchette B. y Burkholder J. 2000. Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *Journal of experimental marine biology and ecology*. 250, 133-167.
- Tucker, G.B. y Barry, R. 1984. Climate of the North Atlantic Ocean, in climates of the ocean. World survey of climatology, Editado por H. Van Loon. Volumen 15, capítulo 2, 193-262 pp.
- Umezawa, Y., Miyajima, T., Yamamuro, M., Kayanne, H., Koike, I., 2002. Fine scale mapping of land-derived nitrogen in coral reefs by $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae. *Limnology and Oceanography*, 47, 1405-1416.

- Valiela, I., Collins, G., Kremer, J., Lajtha, K., Geist, M., Seely, B., Brawley, J., Sham, C.H., 1997. Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: new method and application. *Ecological Applied*, 7, 358-380.
- Van Tussenbroek, B.I., Hermus, K., Tahey, T., 1996. Biomass and growth of the turtle grass *Thalassia testudinum* (Banks ex König) in a shallow tropical lagoon system, in relation to tourist development. *Caribbean Journal of Science*, 32, 357-364.
- Wada, E., Hattori, A., 1991. Nitrogen in the Sea: Forms, Abundances, and Rate Processes. CRC Press, Boca Raton.
- Waldron, S.P., Tatner, P., Jack, I., Arnott, C., 2001. The impact of sewage discharge in a marine embayment: a stable isotope reconnaissance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52, 111-115.
- Walsh, J. 1991. Importance of continental margins in the marine bio-geochemical cycling of carbon and nitrogen. *Nature*, 350, 53-55.
- Ward-Paige, C.A., Risk, M.J., Sherwood, O.A., Jaap, W.C., 2005. Clionid sponge surveys on the Florida Reef Tract suggest land-based nutrient inputs. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 570-570.
- Whitney, D., Rossman, N., Hayden, N., 2003. Evaluating an existing subsurface flow constructed wetland in Akumal, Mexico. *Ecological Engineering*, 20, 105-111.
- Wooller M., Smallwood B., Jacobson M. y Fogel M. 2003. Carbon and nitrogen stable isotopic variation in *Laguncularia racemosa* (L.) (white mangrove) from Florida and Belize: implications for trophic level studies. *Hydrobiologia*. 499,13-23.
- Yamamuro, M., 1999. Importance of epiphytic cyanobacteria as food sources for heterotrophs in a tropical seagrass bed. *Coral Reefs*, 18, 263-271.

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.

12. Apéndices

Apéndice 1. Método de Strickland y Parsons (1968) para el análisis de nitratos utilizado en este trabajo (procedimiento analítico).

1. Colocar 40 mL de muestras filtrada (estándares, duplicados, etc.) en probetas con capacidad de 50 mL.
2. Inmediatamente antes de correr cada muestra a través de la columna de la reducción agregue 0.8 mL de cloruro de amonio concentrado y mezclar.
3. Vierta la mezcla sobre una columna.
4. Ajustar el flujo que debe ser de 8-10 mL por minuto.
5. Recoja los primeros 20 mL en tubo de plástico para centrifugadora y deseche el resto.
6. A los 20 mL de la muestra reducida agregue 0.4 mL de reactivo 1 de color y mezclar.
7. Agregar 0.4 mL de reactivo 2 de color y mezclar. Permitir que los reactivos reaccionen en un periodo mayor de 2 minutos, pero no exceder 8 minutos.
8. Tener en cuenta un mínimo de 10 minutos y un máximo de 2 horas para el desarrollo del color.
9. Leer en el espectrofotómetro UV-visible a 543 nm, para lo cual debe utilizarse una celda de 1 cm.

Apéndice 2.

Método de Strickland y Parsons (1968) para el análisis de nitritos utilizado en este trabajo (procedimiento analítico).

1. Tomar 10 mL de muestra previamente filtrada en un tubo de ensaye.
2. A cada muestra agregar 0.2 mL de la solución de sulfanilamida, (reactivo 1 de color), mezclar y dejar reposar por un periodo de 2 minutos, pero sin exceder los 8 minutos.
3. Agregar 0.2 mL de la solución de N-naftil-etilen-diamina (reactivo de color 2) y mezclar.
4. Tener en cuenta un mínimo de 10 minutos y un máximo de 2 horas para el desarrollo del color.
5. Leer en el espectrofotómetro UV-visible a 543 nm, para lo cual usar celda de 1 cm.

Apéndice 3.

Método de Strickland y Parsons (1968) para el análisis de amonio utilizado en este trabajo (procedimiento analítico).

1. Adicionar 50 mL de muestra en un matraz erlenmayer.
2. Adicionar 2 mL de solución de fenol y agitar.
3. Agregar 2 mL de nitroprusiato de sodio y agitar.
4. Agregar 5 mL de solución oxidante.
5. Cubrir los matraces con papel aluminio o mantener en la oscuridad.
6. Mantener durante 20°C y 27 °C durante una hora.
7. Leer en el espectrofotómetro UV-visible a 640 nm para lo cual se usa una celda de 1 cm.

Apéndice 4.

Método de Strickland y Parsons (1968) para el análisis de ortofosfatos utilizado en este trabajo (procedimiento analítico).

1. Tomar 10 mL de la muestra filtrada (estándares, duplicados, etc.).
2. Añadir una gota de fenoltaleína a cada muestra.
3. Añadir una gota de hidróxido de sodio 6 N hasta que desarrolle un color rosa.
4. Añadir varias gotas de ácido sulfúrico 1 N hasta que el color rosa sea sutil.
5. Agregar 2.1 mL de la combinación de reactivos y mezclar.
6. Dejar reposar 10 minutos como mínimo pero no más de 30 minutos para el desarrollo de los reactivos.
7. Leer en el espectrofotómetro UV-visible a 880 nm, para lo cual se debe usar una celda de 1 cm.

Apéndice 5.

Composición isotópica de las referencias estándar internacionales e isótopos estables utilizados en ecología.

Tabla 2. Abundancia natural de isótopos estables utilizados en estudios ecológicos y su comparación con los estándares internacionales.

Elemento	Masa atómica (abundancia %)	Estándar	Masa atómica (abundancia %)
C	12 (98.9)	PeeDee Belemnite (PDB)	13 (1.11)
H	1 (99.99)	SMOW	2 (0.015)
O	16 (99.8)	SMOW	18 (0.20)
N	14 (99.63)	Aire	15 (0.37)
S	32 (95)	Canyon Diablo meteorito	34 (4.2)