



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**Influencia de las arribazones de sargazo pelágico
en el $\delta^{15}\text{N}$ de *Thalassia testudinum* en las costas del Caribe mexicano**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

PRESENTA

Paula Manuela Gonzalez Jones

LA PAZ, B.C.S., enero de 2022



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 2021 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS para examinar la tesis titulada: "Influencia de las arribazones de sargazo pelágico en el $\delta^{15}\text{N}$ de *Thalassia testudinum* en las costas del Caribe mexicano" del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	Gonzalez	Apellido Materno:	Jones	Nombre (s):	Paula Manuela
-------------------	----------	-------------------	-------	-------------	---------------

Número de registro: A 2 0 0 6 0 8

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 6 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **SI** **NO** **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*

El documento mostró 6% de similitud al extraer la bibliografía, literatura citada y las oraciones menores de 10 palabras. En general es un grado de similitud aceptable del manuscrito de tesis de maestría.

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:

"SATISFACE LOS REQUISITOS SEÑALADOS POR LAS DISPOSICIONES REGLAMENTARIAS VIGENTES"

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ

Director de Tesis
Nombre completo y firma

DRA. MARÍA CONCEPCIÓN ORTIZ HERNÁNDEZ

Director de Tesis
Nombre completo y firma

DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRÍGUEZ

Nombre completo y firma

DRA. ALEJANDRA PIÑÓN GIMATE

Nombre completo y firma

DRA. AGUSTINA FERRANDO

Nombre completo y firma

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO

Nombre completo y firma
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 02 del mes de Diciembre del año 2021

El (la) que suscribe LCB. PAULA MANUELA GONZALEZ JONES Alumno (a) del Programa
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro A200608 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. MARIA CONCEPCIÓN ORTIZ HERNÁNDEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

**"Influencia de las arribazones de sargazo pelágico en el $\delta^{15}\text{N}$ de *Thalassia testudinum*
en las costas del Caribe mexicano"**

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: pgonzalezj2000@alumno.ipn.mx alsanchezg@ipn.mx mortiz@ecosur.mx

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

LCB. PAULA MANUELA GONZALEZ JONES

Nombre y firma del alumno

Dedicatoria

A mi gran familia, mis hijos Lautaro y Nahuel, mi pareja Martin, mi hermano Fernando, la abuela Amalia, tías Marta, María y Graciela, tíos Ignacio, Mario y Pablo, primas y primos (Chechi, Marie, Pablito, los Mims, los Grylka...) y sobrinas y sobrinos, por su amor, apoyo y unión.

Y a los que no están presentes físicamente, pero siguen formando parte del corazón de la familia, mi mamá Ana, el abuelo Arturo y el tío Estayo.

Agradecimientos

Al Dr. Alberto Sánchez por darme la oportunidad de llevar adelante este estudio, por sus enseñanzas y dedicación como profesor y como asesor de la maestría, y por ser una persona con un gran valor humano.

A la Dra. María Concepción por su disposición y por también guiar este trabajo con sus comentario y sugerencias.

A los miembros del comité asesor, Dra. Agustina Ferrando, Dra. Alejandra Piñón Gimete y Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez por sus valiosos aportes para llevar adelante este trabajo.

A los proyectos SIP- IPN 20195113 y 20200708 dirigidos por el Dr. Alberto Sánchez, por su apoyo financiero para realizar este estudio.

Al CONACYT por la beca de maestría otorgada y, al IPN y a la Dra. Griselda Rodríguez Figueroa por el apoyo de la beca BEIFI.

Al CICIMAR-IPN y al ECOSUR- Chetumal por la oportunidad de realizar mis estudios en estas instituciones.

A los/as profesores/as del CICIMAR que he tenido en estos años de cursos, esta tesis también es el resultado de sus aportes y enseñanzas.

A mis compañeros/as de CICIMAR, Fernando y Karla por sus aportes y por su apoyo y amistad, y a Isabel por ser una gran compañera de cursada.

A México por ser un país hospitalario que nos brindó la oportunidad a mi familia y a mí de trabajar en los que nos apasiona, de una buena educación para mis hijos y de tener una experiencia hermosa e inolvidable en sus playas.

Índice

Resumen	1
Abstract	2
1. Introducción.....	3
2. Antecedentes.....	7
2.1. Arribazones masivas de <i>Sargassum</i> spp.: origen, fuente de nutrientes, dinámica y aspectos biológicos	7
2.2. Isótopos estables de nitrógeno en pastos marinos.....	11
2.3. Aporte de nitrógeno originado por la descomposición de las arribazones de <i>Sargassum</i> spp.	15
3. Planteamiento del problema.....	17
4. Hipótesis	19
5. Objetivo	19
5. 1. Objetivos específicos	19
6. Área de estudio.....	20
6.1. Características geomorfológicas y climatológicas	20
6.2. Actividad antropogénica	21
6.3. Sitios de estudio.....	22
6.3.1. Cancún.....	22
6.3.1.1. Laguna Nichupté.....	23
6.3.2. Bahía Akumal.....	23
6.3.3. Mahahual- Xahuayxol.....	24
7. Materiales y métodos.....	25
8. Análisis estadísticos	27
9. Resultados	29
9.1. $\delta^{15}\text{N}$ en <i>Thalassia testudinum</i> para Cancún.....	29
9.1.1. Laguna Nichupté	29
9.1.2. Fuera de la Laguna Nichupté.....	32
9.2. $\delta^{15}\text{N}$ en <i>Thalassia testudinum</i> para Bahía Akumal	32
9.3. $\delta^{15}\text{N}$ en <i>Thalassia testudinum</i> para Mahahual- Xahuayxol	33
9.4. Isótopos estables de nitrógeno en <i>Sargassum</i> spp.	36
10. Discusión.....	37

10.1 Implicancias de las arribazones masivas de <i>Sargassum</i> spp.	42
10.2. Composición isotópica de nitrógeno en <i>Sargassum</i> spp.....	43
11. Conclusiones.....	46
12. Referencias	47
13. Anexos	59

Lista de figuras

- Figura 1.** Arribazones de *Sargassum* spp en el CM ocurridas en las playas de Bahía Akumal (foto superior) y de Mahahual (foto centro e inferior) (Fotografías de René de Jesús Galan Caamal). 10
- Figura 2.** Área de Estudio, estado de Quintana Roo. Localidades: Cancún, Akumal y Mahahual- Xahuayxol (círculos rojos). 22
- Figura 3.** Localidades de estudio con detalle de sitios muestreados (círculos rojos). a- Cancún (4 sitios en la Laguna Nichupté y 1 sitio fuera de la misma), b-Bahía Akumal, c- Mahahual (3 sitios), d- Xahuayxol. Las áreas en color gris oscuro representan las zonas urbanas- hoteleras. 26
- Figura 4.** Valores de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio \pm error estándar) en *T. testudinum* registrados en los sitios de la Laguna Nichupté (LN): Cancún 1, Cancún 3, Cancún 4 y Cancún 5 en febrero-marzo y junio-noviembre de 2011 a 2019 durante los periodos previo y a partir de las arribazones masivas de sargazo (AMS) (área sombreada café). Letras distintas representan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$). 31
- Figura 5.** Valores de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio \pm error estándar) en *T. testudinum* registrados en el sitio Cancún 2 (frente a la ciudad de Cancún) entre febrero-marzo y junio-noviembre de 2011 a 2019 durante los periodos previo y a partir de las arribazones masivas de sargazo (AMS) (área sombreada café). Letras distintas representan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$). 32
- Figura 6.** Valores de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio \pm error estándar) en *T. testudinum* para Bahía Akumal entre febrero-marzo y junio-noviembre de 2011 a 2019 durante los periodos previo y a partir de las arribazones masivas de sargazo (AMS) (área sombreada café). Letras distintas representan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$). 33
- Figura 7.** Valores de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio \pm error estándar) en *T. testudinum* registrados en los sitios Mahahual 2, Mahahual 3, Mahahual 4 y Xahuayxol entre febrero-marzo y junio-noviembre de 2009 a 2019 durante los periodos previo y a partir de las arribazones masivas de sargazo (AMS) (área sombreada café). Letras distintas representan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$). 35
- Figura 8.** Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* y cantidad de turistas en 2002 y entre 2011 - 2019 para Cancún (panel superior) y Bahía Akumal (panel inferior). Para Laguna Nichupté (LN) se promedió los valores de los 4 sitios muestreados. La cantidad de turistas en Bahía Akumal corresponden al registro de visitantes de Riviera Maya. (Carruthers *et al.*, 2005; INEGI, 2015, 2019, 2021a; SEDETUR, 2020). 43

Lista de tablas

Tabla I. Volumen y/o peso de sargazo recolectado en playas seleccionadas a lo largo de toda la costa y en playas de hoteles de la zona norte de Quintana Roo (QR). Cobertura de sargazo oceánico en el CM detectado con imágenes satelitales del Landsat 8. Los meses en negrita corresponden al periodo con mayor afluencia de sargazo dentro de cada año. (Rodríguez-Martínez & van Tussenbroek, 2016; SEMA, 2018; SEMAR, 2019; Chávez <i>et al.</i> , 2020)	9
Tabla II. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ con respecto al N_2 atmosférico de una variedad de compuestos nitrogenados obtenidos de diversas fuentes (Paerl <i>et al.</i> , 1993; Smit, 2001). NID: nitrógeno inorgánico disuelto	12
Tabla III. Composición isotópica de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$ vs. aire) en hojas de <i>T. testudinum</i> y fuentes de nitrógeno en el CM. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ están expresados en promedio \pm desviación estándar o rangos. Las localidades se clasificaron según su nivel de desarrollo urbano- turístico de acuerdo con Sánchez <i>et al.</i> , 2013, 2020. LN: Laguna Nichupté. *Corresponden al coral <i>Gorgonia ventalina</i>	14
Tabla IV. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ en <i>Sargassum</i> spp. en distintos sitios de la costa de Quintana Roo durante los meses de junio y noviembre del año 2019.	36
Tabla V. Intervalo de valores de $\delta^{15}\text{N}$ (‰ vs. aire) en <i>T. testudinum</i> determinados por diversos estudios en el Caribe mexicano durante los periodos previo y a partir de las arribaciones masivas de sargazo (AMS). Registros en azul indican valores de $\delta^{15}\text{N}$ negativos o cercanos a cero. *incluye hasta marzo de 2014. †desde junio de 2014. ...	41
Tabla VI. Composición isotópica de nitrógeno (promedio \pm error estándar) en <i>Sargassum</i> spp. recolectado en playas del Caribe mexicano y en otras regiones del Océano Atlántico. *desviación estándar.....	44
Anexo 1: Valor p de la prueba de comparación múltiple Student-Newman-Keuls para los sitios de Cancún (Cancún 2, 3, 4 y 5) y Bahía Akumal. Resultados significativos se muestran en negrita ($p < 0.05$).....	59
Anexo 2: Valor p de la prueba de comparación múltiple Student-Newman-Keuls para los sitios de Mahahual (Mahahual 2, 3 y 4). Resultados significativos se muestran en negrita ($p < 0.05$).....	60

Resumen

El estudio de isótopos estables de nitrógeno (N) permite identificar el ingreso y el origen de los nutrientes en el medio marino. Asociado con la descarga de aguas residuales en la zona costera se ha detectado un enriquecimiento de ^{15}N en el pasto marino *Thalassia testudinum*, en localidades con mayor desarrollo urbano-turístico del Caribe mexicano (CM). Desde 2014, el CM recibió una afluencia masiva de macroalgas pelágicas *Sargassum* spp. caracterizadas por valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre -2.87‰ y -0.30‰ . La descomposición del sargazo pelágico aporta nitrógeno que puede modificar el $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum*, debido a la asimilación del ^{14}N . Las lagunas arrecifales del CM, naturalmente oligotróficas, son vulnerables a la entrada de nutrientes (i.e. eutrofización). Comprender cómo las arribazones de sargazo influyen en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* permite reconocer su aporte de N y la repercusión en el monitoreo de las aguas residuales. El objetivo de este estudio fue evaluar si las arribazones de *Sargassum* spp. “empobrece” la composición isotópica de N en *T. testudinum* en la costa del CM. Se determinó el $\delta^{15}\text{N}$ en hojas de *T. testudinum* en tres localidades con distinto nivel de desarrollo turístico (Cancún: alto, Akumal: medio y Mahahual- Xahuayxol: bajo) durante dos temporadas (febrero-marzo y junio-noviembre) entre 2009 y 2019. En 2019, se obtuvo el $\delta^{15}\text{N}$ en *Sargassum* spp. En general, en los sitios con mayor impacto antrópico (Cancún, Akumal y norte de Mahahual), el $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* disminuyó significativamente a partir de junio- noviembre del año 2014. En Cancún, este cambio fue más evidente fuera de la Laguna Nichupté ($\delta^{15}\text{N}$ disminuyó 4.3‰) vs. interior de la misma ($\delta^{15}\text{N}$ disminuyó entre 2.4 y 3.5‰). En Akumal, el $\delta^{15}\text{N}$ disminuyó 2.1‰ . En el norte de Mahahual, el $\delta^{15}\text{N}$ disminuyó entre 1.2 y 1.6‰ . En el sur de Mahahual y Xahuayxol, el $\delta^{15}\text{N}$ de *T. testudinum* mostró poca variación. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *Sargassum* spp. estuvieron enriquecidos en ^{14}N (-1.76 a 0.03‰). De este modo, *T. testudinum* estaría asimilando ^{14}N aportado por la descomposición de *Sargassum* spp. En Cancún y Akumal, el aporte de NH_4^+ enriquecido en ^{14}N originado de los lixiviados de *Sargassum* spp. sería preferentemente asimilado por *T. testudinum* con respecto al ^{15}N derivado de las aguas residuales. En el sur del CM, el $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* no discriminó entre fuentes naturales de N y el aporte derivado del sargazo debido a que sus valores isotópicos fueron muy similares. Las arribazones masivas y recurrentes de *Sargassum* spp. representan un estrés adicional en los ecosistemas marinos del CM, por esto, es necesario llevar adelante políticas de manejo que eviten el arribo del sargazo a la franja costera.

Abstract

The study of Nitrogen (N) stable isotopes allows to identify nutrients inputs and their sources in the marine environment. Associated with wastewater inputs in coastal areas, a ^{15}N enrichment has been detected in the *Thalassia testudinum* seagrass in localities with a high urban and touristic development in the Mexican Caribbean (CM). Since 2014, the CM has been affected by a massive influx of pelagic *Sargassum* spp. characterized by $\delta^{15}\text{N}$ values between -2.87 and -0.30 ‰. The decomposition of pelagic *Sargassum* spp. contributes nitrogen that can modify the $\delta^{15}\text{N}$ in *T. testudinum*, due to the assimilation of ^{14}N . Reef lagoons of CM naturally oligotrophic, are vulnerable to nutrients inputs (i.e. eutrophication). Understanding how pelagic sargassum influences $\delta^{15}\text{N}$ values in *T. testudinum* allows to recognize the N inputs and the repercussion in the sewage monitoring. The aim of this study was to evaluate if the massive influx of *Sargassum* spp. deplete the isotopic composition of N in *T. testudinum* in coastal areas of the CM. We measured $\delta^{15}\text{N}$ in leaves of *T. testudinum* in three localities with different level of touristic development (Cancún: high, Akumal: medium and Mahahual-Xahuayxol: low) during two seasons (February-March and June-November) between 2009 and 2019. In 2019, we obtained $\delta^{15}\text{N}$ in *Sargassum* spp. Generally, in locations with higher anthropic impact (Cancún, Akumal and northern Mahahual), $\delta^{15}\text{N}$ in *T. testudinum* significantly decrease since June-November 2014. In Cancún, $\delta^{15}\text{N}$ variability was more evident outside Nichupté lagoon (diminish 4.3 ‰) vs. the inner area (from 2.4 to 3.5 ‰). In Akumal $\delta^{15}\text{N}$ diminish 2.1 ‰. In northern Mahahual, $\delta^{15}\text{N}$ decrease between 1.2 and 1.6 ‰. In southern Mahahual and Xahuayxol $\delta^{15}\text{N}$ in *T. testudinum* evidenced low variability. $\delta^{15}\text{N}$ values in *Sargassum* spp. showed enrichment in ^{14}N (-1.76 a 0.03 ‰). In this sense, *T. testudinum* would be assimilating ^{14}N originated from the *Sargassum* spp. decomposition. In Cancun and Akumal, inputs of NH_4^+ enriched by ^{14}N originates from *Sargassum* spp. lixivates is preferentially assimilated by *T. testudinum* in relation to ^{15}N from sewage. In southern CM, $\delta^{15}\text{N}$ in *T. testudinum* did not discriminate between natural sources of N and the input from the Sargassum, in response to similar isotopic values between sources. Massive and recurrent beaching of *Sargassum* spp. represent an additional stress to the marine environments of the CM, in this sense, it is necessary to carry a politic management to avoid the Sargassum stranding across the shoreline.

1. Introducción

En el Océano Atlántico habitan dos especies holopelágicas de *Sargassum* spp., *Sargassum fluitans* y *Sargassum natans*. Históricamente, estas macroalgas pardas centraban su distribución en el Mar de los Sargazos (dentro del Giro Subtropical del Atlántico Norte) y en la región norte del Mar Caribe, observándose además fuertes afluencias estacionales en el Golfo de México (Lapointe, 1995; Gower *et al.*, 2006). Además, esporádicamente se registraban concentraciones menores de estas algas que llegaban a las islas localizadas al este y oeste del Caribe y a la parte este de la Península de Yucatán (Frazier *et al.*, 2013). Sin embargo, en el verano del 2011 ocurrió una afluencia masiva atípica de *Sargassum* spp., en el Caribe Oriental (Antillas Menores, Puerto Rico y República Dominicana) así como también en la costa oeste de África (desde Sierra Leona hasta Ghana) (Gower *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2019). A partir de mediados de 2014, se registraron estas arribaciones en las costas del Caribe mexicano (CM) (van Tussenbroek *et al.*, 2017; Cuevas *et al.*, 2018; Rodríguez-Martínez *et al.*, 2019). En un comienzo se consideró que las grandes masas de sargazo provenían del Mar de los Sargazos, no obstante a través del análisis de imágenes satelitales se estableció un nuevo origen, ubicado en el Atlántico Tropical dentro de la Región de Recirculación Ecuatorial Norte, frente a la costa norte de Brasil (Gower *et al.*, 2013). El sargazo que se produce en esta zona posteriormente es transportado por las corrientes, los vientos y el oleaje hacia el Mar Caribe, Golfo de México y parte de la costa este de Estados Unidos. El florecimiento masivo de *Sargassum* spp. que se extiende a través del Mar Caribe y el Atlántico tropical se denominó “Gran Cinturón de Sargazo del Atlántico” (Wang *et al.*, 2019). Durante los años 2015 y 2018, el sargazo llegó a abarcar más de 8,850 km, extendiéndose desde la costa de África hasta el Golfo de México con una biomasa *ca.* de 20 millones de toneladas en junio de 2018 (Wang *et al.*, 2019).

Las masas de sargazo oceánico cumplen un rol ecosistémico importante ya que sirven de hábitat o refugio para especies como tortugas marinas, peces, invertebrados y aves, y funcionan como sitios de reproducción y crianza para muchos organismos, algunos de importancia comercial (Pendleton *et al.*, 2014). Sin embargo, parte de estas masas flotantes de sargazo son dispersadas por los vientos y corrientes, y terminan varadas en las costas donde concluyen su ciclo de vida. Pequeños arribos de macroalgas a la playa, como parte de la dinámica de muchas regiones costeras, pueden ser beneficiosos como hábitat para invertebrados, para la red trófica y en la estabilidad de playas y dunas (Colombini & Chelazzi, 2003).

La cantidad de biomasa de macroalgas varadas en la playa comenzó a aumentar, a lo largo de las costas de los países industrializados, desde la década de 1970. Destacándose los florecimientos y recales masivos de *Ulva* en Bretaña (Francia) y en el Mar Amarillo (China). Aunque las macroalgas no son tóxicas, su arribo masivo perjudica las actividades y el ambiente en las zonas costeras debido a la magnitud física de la biomasa que se acumula. Las toneladas de macroalgas sobre la playa disgustan a los turistas y pueden

impedir que pequeñas embarcaciones accedan al mar. Además si no se eliminan a tiempo, las macroalgas empiezan a descomponerse afectando los ecosistemas costeros (Smetacek & Zingone, 2013). Estos florecimientos tienen enormes repercusiones ecológicas, económicas y sociales, perjudicando los ecosistemas y las industrias turística y acuícola.

En este sentido, la llegada de sargazo en forma masiva a las costas de Quintana Roo, modificó el ambiente afectando la industria turística que constituye la principal actividad económica de la región. Anualmente alrededor de 12 millones de turistas visitan el CM atraídos por las playas, los cenotes y los arrecifes de coral que albergan una gran diversidad de flora y fauna (DATATUR, 2019; Rioja-Nieto *et al.*, 2019). Las grandes masas de sargazo deteriorándose en las playas produjeron olores fétidos y afectaron la estética de este paisaje. De este modo, el gobierno mexicano tuvo que invertir grandes sumas de dinero para removerlo de las playas de manera manual y con maquinaria o, evitar su llegada utilizando barreras de contención y barcos sargaceros que lo recolectaron en el mar. En 2015, se invirtieron U\$S 3 millones empleando a más de 4000 trabajadores, removiendo en los meses de julio y agosto en promedio 9726 m³ de macroalgas por mes por km de costa. Sin embargo, más del 90% de las playas en Quintana Roo no fueron limpiadas debido a que la mayoría no fueron consideradas de interés turístico (Rodríguez-Martínez & van Tussenbroek, 2016; van Tussenbroek *et al.*, 2017).

Por otro lado, la afluencia masiva de *Sargassum* spp. provocó daños en los ecosistemas costeros. La fragmentación y descomposición de miles de toneladas de sargazo en la zona costera produjeron lixiviados y partículas de materia orgánica que tornaron el agua de transparente a turbia y café. Estas aguas se denominaron “mareas café de sargazo” para diferenciarlas de las masas de sargazo en mar abierto que se denominan mareas doradas (van Tussenbroek *et al.*, 2017). En las lagunas arrecifales se registraron altas concentraciones de amonio y ácido sulfhídrico, así como también la disminución del oxígeno disuelto, lo cual ocasionó la mortalidad de fauna, principalmente de peces y crustáceos (Cabanillas-Terán *et al.*, 2019; R. E. Rodríguez-Martínez *et al.*, 2019).

El mar Caribe presenta naturalmente aguas oligotróficas que son pobres en nutrientes, donde el nitrógeno y el fósforo suelen ser los nutrientes principales que limitan la producción primaria, permitiendo en estas condiciones el desarrollo y el equilibrio ecológico de las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral (van Tussenbroek *et al.*, 2006; van Tussenbroek, 2011). De este modo, la acumulación excesiva de materia orgánica y nutrientes disueltos que genera la descomposición del sargazo en las costas de Quintana Roo, puede implicar una potencial amenaza de eutroficación de los ecosistemas marinos. El incremento de la carga de nutrientes en el ambiente marino es uno de los factores principales que originó la pérdida de 90,000 ha de pastos marinos en una década (Short & Wyllie-Echeverria, 1996) y además constituye una de las principales amenazas contra los arrecifes de coral (Bryant *et al.*, 1998). van Tussenbroek *et al.* (2017) estimaron que entre julio y diciembre de 2015, el sargazo pudo haber

aportado mensualmente 6200 kg de nitrógeno (N) por km de costa. De este modo, la entrada de N derivada del arribo del sargazo puede llegar a ser 30 veces más grande que los aportes de las descargas de aguas subterráneas a la zona costera proveniente del acuífero de Yucatán (fuente principal de N de origen terrestre), los cuales se estiman mensualmente en 200 kg de N por km de costa (Hernández-Terrones *et al.*, 2011; van Tussenbroek *et al.*, 2017). Aunque no todo el N que aporta el sargazo entra al sistema y se remineraliza, igualmente la contribución puede llegar a ser relevante considerando la sensibilidad que presentan estos cuerpos de agua ante el incremento de especies nitrogenadas (Mutchler *et al.*, 2010).

Una de las herramientas que permite monitorear la entrada y origen de especies nitrogenadas en el medio marino es el análisis de isótopos estables de nitrógeno. Diferentes fuentes de N natural (p. ej. deposición atmosférica, procesos de desnitrificación) o antropogénica (p. ej. el vertido de aguas residuales), varían con respecto al fraccionamiento isotópico de N que presentan (McClelland *et al.*, 1997). El sargazo recolectado de las arribaciones masivas que ocurrieron en las costas de Quintana Roo ha registrado valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre -2.87 ‰ y -0.3 ‰ (Cabanillas-Terán *et al.*, 2019). Por lo tanto, al descomponerse en la zona costera puede aportar al sistema especies nitrogenadas enriquecidas en ^{14}N . Las diversas fuentes de N que ingresan al medio marino, inclusive el suministrado por las arribaciones masivas de *Sargassum* spp., pueden ser asimiladas por organismos bentónicos como las macroalgas, corales y pastos marinos. Por lo tanto, estos organismos pueden reflejar en su composición isotópica los valores isotópicos de sus fuentes de N. (McClelland *et al.*, 1997; Baker *et al.*, 2010; Sánchez *et al.*, 2020). En la región costera del CM, las lagunas arrecifales son los ambientes donde se producen los primeros impactos negativos de la descomposición del sargazo que se acumula en la playa. En estas lagunas hay asentadas extensas praderas de pastos marinos, en las cuales *Thalassia testudinum* (conocido como hierba de tortuga) es la especie que domina estos ambientes (van Tussenbroek, 1995). De esta manera, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* pueden ser un indicador natural del ingreso de N a la zona costera derivado de la acumulación y descomposición del sargazo.

En relación a *T. testudinum*, estudios isotópicos realizados en esta especie revelaron valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ (enriquecidos en ^{15}N), durante los últimos 20 años en el CM, como resultado del aporte de nutrientes provenientes de aguas residuales en zonas costeras con mayor desarrollo en infraestructura y afluencia turística (Carruthers *et al.*, 2005; Sánchez *et al.*, 2013, 2020). En Quintana Roo, gran parte de la población no tiene acceso al tratamiento de las aguas residuales, los nutrientes de estas aguas sin tratar o parcialmente tratadas se infiltran rápidamente en el acuífero que subyace la Península de Yucatán y son transportadas de forma subterránea a la zona costera. Esto ocurre debido a la presencia de suelos cársticos con alta porosidad que caracterizan a la región (Beddows *et al.*, 2002; Hernández-Terrones *et al.*, 2011).

En Quintana Roo, las lagunas arrecifales y en particular las praderas de pastos marinos son los entornos más vulnerables a la entrada de nutrientes derivados, tanto de la descomposición de las arribazones masivas de *Sargassum* spp. como de la entrada de aguas residuales. De este modo, poder entender como ambos procesos influyen la composición isotópica de nitrógeno en *T. testudinum* permite discernir la biodisponibilidad de ambas fuentes, pudiendo llevar a cabo un monitoreo del ingreso de estas fuentes de nutrientes hacia el entorno inmediato, donde confluyen y primero repercute su impacto. Además, la modificación de las fuentes naturales de nutrientes que asimilan los productores primarios podría llegar a tener incidencia en el estudio de redes tróficas, donde también se aplica el estudio de isótopos estables de nitrógeno para estudiar el flujo de este nutriente a través de las comunidades marinas.

2. Antecedentes

2.1. Arribazones masivas de *Sargassum* spp.: origen, fuente de nutrientes, dinámica y aspectos biológicos

Las arribazones masivas de *Sargassum* spp. están conformadas principalmente por dos especies de macroalgas pelágicas: *S. fluitans* y *S. natans*. Estas macroalgas pardas (Phaeophyceae) son consideradas las únicas macroalgas holopelágicas del mundo, ya que no presentan ninguna etapa bentónica durante su ciclo de vida. Poseen vesículas llenas de gas o aerocistos que les permiten mantenerse a flote cerca de la superficie del océano, donde son arrastradas por las corrientes oceánicas bajo la influencia de los vientos superficiales (Butler *et al.*, 1983; Wang *et al.*, 2019). Si bien los individuos de estas especies ocasionalmente pueden flotar solos, con mayor frecuencia se enredan para formar comunidades de muchos individuos formando grandes y densas esteras o, largas filas llamadas hileras. Se reproducen vegetativamente por fragmentación, en aguas oceánicas su biomasa se duplica en ~ 50 días. Mientras que, en aguas neríticas con mayor disponibilidad de nutrientes se puede duplicar en ~ 11 días (Stoner, 1983; Lapointe, 1995; Lapointe *et al.*, 2014).

Estas especies se distribuían históricamente en el Atlántico norte, sobre el Mar de los Sargazos y en la región norte del Mar Caribe, con fuertes afluencias estacionales en el Golfo de México (Gower *et al.*, 2006). Desde el 2011 (con excepción del 2013) se desarrollan grandes cantidades en el Atlántico tropical, desplazándose por acción de las corrientes marinas y los vientos hacia el oeste de África, y adentrándose también en el Mar Caribe y el Golfo de México, formando un “Gran Cinturón de Sargazo en el Atlántico” y ocasionando las arribazones masivas de sargazo en estas regiones (Wang *et al.*, 2019). Este fenómeno recurrente se presentó con mayor intensidad durante los veranos del 2015, 2018 y 2021 (Wang *et al.*, 2019; Johns *et al.*, 2020).

Se han realizado varios estudios para explicar la formación, distribución, origen y variabilidad estacional e interanual de la gran biomasa de sargazo en esta región del Atlántico (Gower *et al.*, 2013; Franks *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2019; Johns *et al.*, 2020). A partir del análisis de modelos numéricos de seguimiento de partículas, datos oceanográficos y atmosféricos e imágenes satelitales se propuso que durante una fase extremadamente negativa de la Oscilación del Atlántico Norte en 2009-2010, vientos contralisios inusualmente fuertes con un desplazamiento hacia el sur, podrían haber transportado sargazo desde el Mar de los Sargazos hacia el este alcanzando el Atlántico Norte oriental (Johns *et al.*, 2020). Esto permitió que el sargazo se uniera a la Corriente de Canarias, transportándolo hacia el sur a lo largo de la costa de África Occidental arribando finalmente al Atlántico Tropical. En la Región de Recirculación Ecuatorial Norte, el sargazo encontró condiciones adecuadas de temperatura, irradiancia, salinidad y nutrientes para desarrollarse (Wang *et al.*, 2019). En esta región se agrega estacionalmente durante los primeros meses del año debido a los fuertes vientos alisios

que ocurren en la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT). Posteriormente, durante primavera-verano, el sargazo formado en el Atlántico Tropical es transportado al Caribe y al Golfo de México por las corrientes oceánicas y los vientos.

Al mismo tiempo se han propuesto diversas fuentes de nutrientes que estimulan y sustentan el crecimiento masivo de la biomasa del sargazo: mezcla vertical de la columna de agua en la ZCIT ocasionada por los fuertes vientos alisios (Johns *et al.*, 2020), un aumento en la descarga de nutrientes de la cuenca del Río Amazonas (acoplado a incrementos del 25% de la deforestación y del 67% en el uso de fertilizantes desde 2010) y también de las cuencas de los ríos Orinoco y Congo, deposición del polvo del Sahara, surgencias de la costa oeste de África (Wang *et al.*, 2019), y deposición de humo y partículas provenientes de la quema de biomasa en África (Lapointe *et al.*, 2021). Asimismo, *Sargassum* spp. alberga cianobacterias epífitas *Dichothrix fucicola* y *Calothrix* spp. las cuales son fijadoras de nitrógeno atmosférico y pueden proporcionar *ca.* entre el 2 y el 30% del nitrógeno requerido por esta macroalga (Carpenter, 1972; Philips *et al.*, 1986). La fijación de nitrógeno atmosférico en *Sargassum* spp puede reflejarse en valores isotópicos de nitrógeno enriquecidos en ^{14}N cercanos a 0 ‰ (Cabanillas-Terán *et al.*, 2019; Lapointe *et al.*, 2021). De este modo tanto fuentes de nutrientes de origen antropogénico como naturales podrían soportar el crecimiento de la biomasa de sargazo en el Atlántico.

La cantidad de biomasa de sargazo presenta una gran variabilidad interanual, la cual podría estar relacionada con el tamaño de las poblaciones “semilla” en el Atlántico tropical, la temperatura superficial del mar, la fuerza de los vientos y la disponibilidad de nutrientes de las diferentes fuentes (Wang *et al.*, 2019; Johns *et al.*, 2020). La costa del CM comenzó a recibir cantidades masivas de sargazo a mediados de 2014 (Rodríguez-Martínez & van Tussenbroek, 2016; Cuevas *et al.*, 2018), y en agosto-septiembre de 2015 presentó un pico de biomasa. Durante 2016 y 2017, la llegada de sargazo disminuyó lentamente pero en 2018 empezó a arribar nuevamente con mayor afluencia. En 2019 continuó el arribo de grandes cantidades de sargazo pero con magnitudes menores a 2018 (van Tussenbroek *et al.*, 2017; García-Sánchez *et al.*, 2020; Chávez *et al.*, 2020) (Tabla I) (Fig. 1).

Tabla I. Volumen y/o peso de sargazo recolectado en playas seleccionadas a lo largo de toda la costa y en playas de hoteles de la zona norte de Quintana Roo (QR). Cobertura de sargazo oceánico en el CM detectado con imágenes satelitales del Landsat 8. Los meses en negrita corresponden al periodo con mayor afluencia de sargazo dentro de cada año. (Rodríguez-Martínez & van Tussenbroek, 2016; SEMA, 2018; SEMAR, 2019; Chávez *et al.*, 2020).

Año	Periodo	Recolección en playas de QR		Cobertura oceánica en CM (ha)
		Toda la línea de costa	Zona norte	
2015	Agosto	71,353 m ³		
	Septiembre		2,400 m ³ km ⁻¹	
2016	Enero- Marzo			5,394
	Febrero		681 m ³ km ⁻¹	
	Abril- Diciembre			234.3
2017	Enero- Marzo	<i>Pequeñas cantidades removidas</i>		1,719.8
	Abril- Diciembre			4,307
2018	Enero- Marzo			117.6
	Marzo- Agosto		4,500 m ³ km ⁻¹	
	Junio- Agosto	138,092 m ³ , 106,000 t		
	Abril- Diciembre			62,824
2019	Enero- Marzo			13,177
	Febrero- Julio		2,800 m ³ km ⁻¹	
	Enero- Diciembre	84,549.3 t		
	Abril- Diciembre			24,235



Figura 1. Arribazones de *Sargassum* spp en el CM ocurridas en las playas de Bahía Akumal (foto superior) y de Mahahual (foto centro e inferior) (Fotografías de René de Jesús Galan Caamal).

Por otra parte, el arribo de sargazo presenta un claro patrón estacional a lo largo del año. De enero a mayo, la Contracorriente Ecuatorial Norte se interrumpe liberando el sargazo del Atlántico tropical y ocasiona un flujo superficial hacia el oeste que transporta

esta macroalga al sur del Mar Caribe. Desde esta región, las masas de *Sargassum* spp. llegan a las costas del CM después de 2-3 meses (Franks *et al.*, 2016). Como resultado, el sargazo comienza a llegar a la región marina de Quintana Roo en marzo-abril, registrando mayor abundancia durante julio y agosto y, muy baja abundancia durante diciembre y enero. El sargazo que arriba a la zona costera del Caribe mexicano proviene de la Corriente de Yucatán que fluye paralela a la costa, de este modo los regímenes locales de viento también juegan un papel importante en la variabilidad estacional del sargazo que llega a la playa. Los vientos alisios del sureste transportan el sargazo hacia la costa en primavera-verano, mientras que, los vientos dominantes del norte evitan este transporte durante otoño-invierno (García-Sánchez *et al.*, 2020). Además, condiciones locales costeras (geomorfología e hidrodinámica) pueden influir en la acumulación del sargazo en las playas. Aquellas que presentan arrecifes de coral que disipan la energía del oleaje son poco dinámicas y por lo tanto, promueven la acumulación de la biomasa de sargazo. También bahías cerradas, áreas con muelles, marinas y otras infraestructuras pueden propiciar la acumulación del sargazo (Chávez *et al.*, 2020; Vázquez-Delfín *et al.*, 2021).

Teniendo en cuenta la magnitud y la variabilidad interanual y estacional de las arribaciones de *Sargassum* spp., abordar el manejo y predicción de este fenómeno ha representado un gran desafío. En relación con esto, se han desarrollado herramientas satelitales y redes neuronales artificiales para clasificar las imágenes con sargazo, con el objetivo de detectar y monitorear la biomasa de sargazo a lo largo del mar Caribe (Wang & Hu, 2016; Arellano-Verdejo *et al.*, 2019; Trinanes *et al.*, 2021). Sin embargo, en el CM las medidas de gestión implementadas para evitar que el sargazo arribe, se acumule y se descomponga en la costa han sido insuficientes, por lo tanto las arribaciones masivas de estas macroalgas han provocado daños al medio ambiente, a la salud humana y a la economía local de esta región (Chávez *et al.*, 2020; Robledo *et al.*, 2021).

2.2 Isótopos estables de nitrógeno en pastos marinos

La distribución de los isótopos estables de nitrógeno dentro de los ecosistemas marinos puede proporcionar un registro de las fuentes de nitrógeno que sustentan la producción biológica, y las principales vías y mecanismos de incorporación del nitrógeno a través de la biota (Montoya, 2008). Hay dos isótopos estables de nitrógeno: ^{14}N y ^{15}N . El 99.63 % del reservorio de nitrógeno global corresponde a ^{14}N y el 0.37 % restante está conformado por ^{15}N (Dawson & Brooks, 2001). Sin embargo, existen distintos procesos físicos y biológicos que pueden discriminar entre alguno de los isótopos (fraccionamiento isotópico) ocasionando una variación en la proporción ^{15}N y ^{14}N entre los componentes del ecosistema marino. Para cuantificar estas variaciones se utiliza la diferencia en la proporción de isótopos ($^{15}\text{N}: ^{14}\text{N}$) entre dos muestras. De este modo, la composición de isótopos estables de nitrógeno se informa como valores “ δ ” e indica la

abundancia natural de ^{15}N en una muestra en relación con la composición isotópica de un material de referencia estándar:

$$\delta^{15}\text{N} = \left[\left(\frac{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{muestra}}}{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{estándar}}} \right) - 1 \right] \times 1000 (\text{‰})$$

Como estándar internacional se utiliza el N_2 atmosférico. Debido a que las diferencias en la proporción de isótopos son muy pequeñas, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ se expresan en ‰ (Kendall, 1998; Montoya, 2008). Aunque estas magnitudes en el medio ambiente son bajas, las señales isotópicas de N de diferentes grupos a menudo son distintas, por lo tanto, las fuentes de N son identificables y rastreables dentro de un ecosistema.

En el ambiente marino, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ varían naturalmente entre *ca.* -2 ‰ y 30 ‰. Los valores extremos tienden a estar asociados con el predominio de la fijación de N_2 o la desnitrificación a nivel regional, procesos que proporcionan uno de los contrastes de isótopos de nitrógeno de mayor escala en el océano (Montoya, 2008). Al mismo tiempo existen distintas fuentes de N que pueden ingresar al medio marino (ver valores de referencia del $\delta^{15}\text{N}$ en la Tabla II).

Tabla II. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ con respecto al N_2 atmosférico de una variedad de compuestos nitrogenados obtenidos de diversas fuentes (Paerl *et al.*, 1993; Smit, 2001). NID: nitrógeno inorgánico disuelto

Especie N	Fuente	Promedio (‰)	Intervalo (‰)
Amonio	Efluente de aguas residuales	8.0	5 - 11
NID	Fertilizantes	0.0	-2 - 2
N_2 , aire	Atmósfera	0.0	
Nitrato	Deposición atmosférica	-1.5	-5 - 2
Nitrato	Efluente de aguas residuales	7.5	5 - 10

La composición isotópica de los productores primarios refleja el $\delta^{15}\text{N}$ de sus fuentes inorgánicas de nitrógeno en conjunto con una cantidad variable de fraccionamiento, que depende de la concentración de N disponible. El fraccionamiento es pequeño cuando el suministro de N es menor que la demanda del mismo (McClelland *et al.*, 1997; Evans, 2001). En este sentido, las plantas bentónicas son buenos trazadores ambientales del aporte de nutrientes debido a que se fijan en su lugar y su composición química está determinada en gran parte por las condiciones ambientales adyacentes. A su vez, poseen una tasa de recambio baja, lo cual permite una integración temporal de la señal isotópica de la fuente de nitrógeno (Lepoint *et al.*, 2004; Fourqurean *et al.*, 2005). De este modo, los tejidos pueden reflejar la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua incluso cuando el aumento de éstos en el medio es indetectable debido

posiblemente a una carga de nutrientes baja, aportes episódicos o a una rápida dilución en el entorno circundante (Lepoint *et al.*, 2004; Fourqurean *et al.*, 2015). Con relación a esto, los pastos marinos tienen un periodo de vida más largo que otros productores primarios, asimismo *T. testudinum* posee diversas estrategias que permiten una conservación interna eficiente de los nutrientes, entre ellas una vida útil de las hojas prolongada (vida media ca. 90 días) y la reabsorción interna de nutrientes de las hojas senescentes (van Tussenbroek, 1995; Fourqurean *et al.*, 2005; van Tussenbroek *et al.*, 2006).

El estudio de isótopos estables de nitrógeno es particularmente útil en áreas donde un pequeño aumento de nutrientes podría tener un impacto significativo en el ecosistema, como ocurre en las aguas oligotróficas del mar Caribe mexicano. En esta región, los pastos marinos y los arrecifes coralinos son muy sensibles a los cambios en la calidad del agua inducidos principalmente por actividades humanas, en particular al aumento de la carga de nutrientes, debido al ingreso de aguas residuales (van Tussenbroek, 2011; Rioja-Nieto & Álvarez-Filip, 2019). En estos casos, el análisis de isótopos estables de material vegetal, como los pastos marinos, ofrece la posibilidad de detectar el flujo de nutrientes antes de que ocurran cambios ecológicos importantes (McClelland *et al.*, 1997; McClelland & Valiela, 1998).

Las fuentes de nitrógeno derivadas de aguas residuales tienen valores altos del $\delta^{15}\text{N}$ (5 ‰ a 9 ‰ para aguas residuales no tratadas, 10 ‰ a 22 ‰ para aguas residuales tratadas) (Aravena *et al.*, 1993). Los valores enriquecidos en ^{15}N en las aguas residuales se producen como consecuencia del fraccionamiento isotópico originado por una pérdida mayor de ^{14}N durante los procesos de nitrificación y volatilización del NH_4^+ o la desnitrificación de NO_3^- que ocurren durante las transformaciones químicas de los desechos (Bergamino *et al.*, 2017). Por ejemplo, los efluentes de tanques sépticos en Florida tenían valores de $\delta^{15}\text{N}$ que variaban de 4.6 ‰ a 19.5 ‰ (Mutchler *et al.*, 2010). Las señales isotópicas de las aguas residuales enriquecidas en ^{15}N se utilizan para examinar si el nitrógeno antropogénico representa una fuente significativa en las aguas subterráneas y sistemas costeros (McClelland & Valiela, 1998; Lapointe *et al.*, 2005).

En el CM, zonas con mayor desarrollo urbano-turístico presentaron valores enriquecidos en ^{15}N en el pasto marino *T. testudinum* que indicaban el aporte de aguas residuales en la zona costera, mientras que, zonas con bajo desarrollo presentaron valores enriquecidos en ^{14}N que reflejaban fuentes naturales de nitrógeno, como la fijación de nitrógeno y la deposición atmosférica en estos pastos (Tabla III). Si bien valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ pueden manifestar procesos de desnitrificación en la columna de agua y los sedimentos (Fourqurean *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007; Sánchez *et al.*, 2013), además se obtuvieron otras variables químicas y biológicas que pusieron en relevancia el aporte de nitrógeno de origen antropogénico. En Puerto Juárez (Cancún) se observaron correlaciones positivas entre los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* y los niveles de NH_4^+ y NID en la columna de agua y, el % N en estos pastos (Pérez-Gómez *et*

al., 2020). Estas observaciones son consistentes con una fuente de nitrógeno asimilada por *Thalassia* procedente de aguas residuales (Pérez-Gómez *et al.*, 2020). En Laguna Nichupté (Cancún), la concentración de coliformes totales se incrementó de <80 NMP/mL en 1992-1993 a 980-2420 NMP/mL en 2015-2016, lo cual evidencia descargas de aguas residuales continuas en esta laguna (Rosiles-González *et al.*, 2017). Asimismo en Akumal, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *Gorgonia ventalina* se correlacionaron positivamente con conteos de *Enterococcus* fecales en el agua de mar (Baker *et al.*, 2010).

Tabla III. Composición isotópica de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$ vs. aire) en hojas de *T. testudinum* y fuentes de nitrógeno en el CM. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ están expresados en promedio \pm desviación estándar o rangos. Las localidades se clasificaron según su nivel de desarrollo urbano- turístico de acuerdo con Sánchez *et al.*, 2013, 2020. LN: Laguna Nichupté. *Corresponden al coral *Gorgonia ventalina*.

Localidad	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Fuente de N	Referencia
Desarrollo urbano- turístico Alto			
Cancún- LN	5.5 - 9.1	Aguas residuales	Carruthers <i>et al.</i> , 2005
Cancún- LN	9.8 - 10.8	Aguas residuales	Sánchez <i>et al.</i> , 2013
Cancún	6.9	Aguas residuales	Sánchez <i>et al.</i> , 2013
Cancún- LN	9 \pm 1.3	Aguas residuales	Sánchez <i>et al.</i> , 2020
Puerto Juárez	7.4 - 7.6	Aguas residuales	Pérez-Gómez <i>et al.</i> , 2020
Desarrollo urbano- turístico Medio			
Bahía Akumal	7 \pm 1	Aguas residuales y desnitrificación dentro del lecho de roca carbonatada o sedimentos marinos	Mutchler <i>et al.</i> , 2007
Bahía Xaak	6 \pm 1	Aguas residuales y desnitrificación dentro del lecho de roca carbonatada o sedimentos marinos	Mutchler <i>et al.</i> , 2007
Bahía Akumal	4.6 \pm 1	Posiblemente aguas residuales	Mutchler <i>et al.</i> , 2010
S. Bahía Akumal	6.1 \pm 1.9	Posiblemente aguas residuales	Mutchler <i>et al.</i> , 2010
Bahía Xaak	4.2 \pm 0.8	Posiblemente aguas residuales	Mutchler <i>et al.</i> , 2010
Bahía Akumal*	~ 6.0	Aguas residuales	Baker <i>et al.</i> , 2010
S. Bahía Akumal*	~ 4.5	Aguas residuales	Baker <i>et al.</i> , 2010
Bahía Akumal	7.0 - 7.3	Aguas residuales	Sánchez <i>et al.</i> , 2013
Tulum	7.6 - 8.8	Aguas residuales	Sánchez <i>et al.</i> , 2013
Bahía Akumal	2.0 - 6.3	Aguas residuales con flujo intermitente	Camacho-Cruz <i>et al.</i> , 2019

Tulum	-2.2 - 6.4	Aguas residuales con flujo intermitente	Camacho-Cruz <i>et al.</i> , 2019
Desarrollo urbano- turístico Bajo			
Puerto Morelos	1.7 - 1.9	Fijación de N en los sedimentos superficiales	Carruthers <i>et al.</i> , 2005
Mahahual*	1.5 - 3.6	Ambiente prístino con aporte de N de materia orgánica de los mangles y de agua residual en zona sur de la laguna	Baker <i>et al.</i> , 2010
Puerto Morelos	2.4 - 2.5	Condiciones prístinas	Sánchez <i>et al.</i> , 2013
Mahahual	0.2 - 3.5	Condiciones prístinas	Sánchez <i>et al.</i> , 2013
Mahahual	0.7 - 4.4	Condiciones prístinas con un evento particular de aporte de aguas residuales	Camacho-Cruz <i>et al.</i> , 2019
Puerto Morelos	2.3 - 2.5 5.7 ± 3.5	Fijación de N y aguas residuales detectadas en “ojos de agua”	González-De Zayas <i>et al.</i> , 2020
Puerto Morelos	0.62	Aporte de N de arribazones masivas de sargazo	Pérez-Gómez <i>et al.</i> , 2020
Mahahual	1.9 ± 0.9	Deposición atmosférica de NID de aguas subterráneas no contaminadas y nitratos enriquecidos en ¹⁴ N del medio marino	Sánchez <i>et al.</i> , 2020

De este modo, la composición isotópica en *T. testudinum* y otras especies como *Gorgonia ventalina*, en conjunto con la cuantificación de otros parámetros químicos y biológicos determinaron que las fuentes de nitrógeno en el medio marino son tanto de origen natural como antropogénica. Sin embargo, el enriquecimiento en ¹⁵N registrado en estas especies en localidades como Cancún, Akumal y Tulum indican que la contribución de nitrógeno proveniente de las aguas residuales es la fuente de nitrógeno que predomina en zonas costeras que presentan mayor desarrollo turístico del CM.

2.3. Aporte de nitrógeno originado por la descomposición de las arribazones de *Sargassum* spp.

El arribo masivo de *Sargassum* spp. en la zona costera ocasiona la acumulación de gran cantidad de biomasa. La conjunción de diversos factores físico-químicos ocasiona que inicie el proceso de descomposición del sargazo, a los pocos días de arribo a la playa. Bajo estas condiciones se produce la fragmentación y la formación de detritus. A medida que la degradación continúa se generan material particulado y disuelto que pueden exportarse a la columna de agua o acumularse en el sedimento. Posteriormente, la comunidad bacteriana remineraliza la materia orgánica disuelta (Vásquez-Elizondo & Vásquez-Delfín, 2021). De esta manera, la descomposición del sargazo ocasiona una

gran carga de material orgánico en el sistema que puede generar aportes de nutrientes, como nitrógeno y fósforo, en la zona costera (van Tussenbroek *et al.*, 2017).

En este sentido, el amonio es el compuesto nitrogenado que se genera durante la descomposición de la materia orgánica, debido a la acción bacteriana. Rodríguez-Martínez *et al.* (2019) registraron concentraciones altas de amonio (4.6- 8.8 μM) en la columna de agua, luego de unos días del arribo y acumulación de grandes cantidades de sargazo en Puerto Morelos. Las concentraciones de amonio observadas fueron de un orden de magnitud más alto que los valores típicos previos al arribo de sargazo (0.03- 0.24 μM). Asimismo, Pérez-Gómez *et al.* (2020) registraron valores altos de amonio (0.99- 2.61 μM) en Puerto Morelos durante el arribo de sargazo. Dentro de la Bahía de la Media Luna, en Akumal, el registro de grandes cantidades de biomasa de sargazo de $5.7 \pm 2.58 \text{ kg m}^{-2}$ de material seco fue acompañado de valores altos de amonio ($17.34 \pm 5.46 \mu\text{M}$) en la columna de agua (Vázquez-Delfín *et al.*, 2021). En las lagunas arrecifales de Mahahual, Xahuayxol y Xcalak (zona sur de Quintana Roo) se observó un aumento significativo en las concentraciones de amonio (0.75- 2.59 μM) donde había acumulación de sargazo y una disminución gradual de éstos valores (0.37 - 1.29 μM) en zonas de la costa con menor o nulo efecto de los lixiviados (Rodríguez-Muñoz *et al.*, 2021). Por lo tanto, la afluencia masiva de *Sargassum* spp. con su posterior fragmentación, descomposición y liberación de compuestos orgánicos constituye una nueva fuente de compuestos nitrogenados al medio marino y una fuente adicional de nitrógeno para los productores primarios como *T. testudinum* (Pérez-Gómez *et al.*, 2020).

3. Planteamiento del problema

El nitrógeno es considerado el nutriente que limita con mayor frecuencia la productividad primaria en zonas costeras (Nixon, 1995). Los sistemas tropicales oligotróficos, como el Mar Caribe mexicano, son particularmente vulnerables porque cambios relativamente pequeños en la carga de nutrientes pueden causar cambios en la composición de la comunidad y la función del ecosistema (Lapointe, 1997; Lapointe *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2010). Las aguas oligotróficas transparentes con concentraciones bajas en nutrientes ($\text{PO}_4^{3-} < 1 \mu\text{M}$, $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- < 3 \mu\text{M}$) proporcionan un ambiente óptimo para el desarrollo de las praderas de pastos marinos y los sistemas de arrecifes de coral (van Tussenbroek *et al.*, 2006; van Tussenbroek, 2011).

Aunque solo entre el 0.1% y el 0.2% del lecho marino está ocupado por pastos marinos, las praderas forman un ecosistema altamente productivo, que proporcionan una amplia variedad de servicios ecosistémicos: secuestran carbono, participan en los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes, proporcionan alimento para las redes tróficas costeras y crean hábitats para una amplia gama de vida silvestre (incluidas especies de peces y crustáceos de importancia comercial), mantienen la transparencia del agua y protegen las costas de la erosión (estabilizando los sedimentos y actuando como amortiguadores de la acción de las olas) (McGlathery, 2008; Waycott *et al.*, 2009; Fourqurean *et al.*, 2012; Walton *et al.*, 2016). Los pastos también apoyan la existencia de los arrecifes de coral, a través de la exportación de material orgánico y la protección de los mismos de las escorrentías terrestres directas (Alongi & McKinnon, 2005), y funcionan como criaderos de peces que luego pasan a formar parte del ecosistema arrecifal (Nagelkerken *et al.*, 2000). Asimismo, las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral son responsables, en gran medida, de generar turismo en las regiones costeras (Spalding *et al.*, 2017).

En las últimas décadas, el régimen de nutrientes en los ecosistemas del CM está cambiando de un sistema prístino a uno eutrófico, como consecuencia de la carga de nutrientes originada por el gran desarrollo antrópico de la creciente industria turística (Hernández-Terrones *et al.*, 2015; Sánchez *et al.*, 2020; Guimaraes *et al.*, 2021). A esta presión sobre los ecosistemas costeros se suma, desde mediados de 2014, la llegada de las arribazones masivas de *Sargassum* spp. que generan un nuevo aporte de nutrientes al sistema (van Tussenbroek *et al.*, 2017).

Un aumento de la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua tiende a favorecer a las especies con tasas de crecimiento más rápidas. Por lo tanto, puede promover el crecimiento de fitoplancton y macroalgas y, la proliferación de algas epifitas sobre los pastos marinos. Estas especies oportunistas compiten por los nutrientes y el espacio y, limitan la disponibilidad de luz, provocando la declinación de las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral, lo cual conlleva a una grave pérdida de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (Lapointe, 1997). En las lagunas arrecifales del CM, la

eutrofización provocada por las descargas de aguas subterráneas contaminadas ha provocado cambios en la estructura y composición de las comunidades vegetales marinas, con un aumento relativo en la biomasa que se encuentra por encima del sedimento y una mayor dominancia de especies de crecimiento rápido como las macroalgas carnosas y epífitas (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2010; van Tussenbroek, 2011). A su vez, el aporte de materia orgánica y nutrientes debido a la afluencia masiva de *Sargassum* spp. puede provocar cambios en la composición de las comunidades marinas. Los efectos directos (reducción de la luz, aumento de la turbidez y temperatura y, mayor disponibilidad de nutrientes) e indirectos (agotamiento del oxígeno disuelto, una reducción de pH y la producción de compuestos potencialmente tóxicos como sulfuro de hidrógeno) de estos aportes, ocasionaron una notable pérdida de pastos marinos (*T. testudinum* y *Halodule wrightii*) y un aumento de epífitas y algas calcáreas rizofíticas (principalmente *Halimeda* spp.). Las colonias de corales escleractinios que crecen cerca de la costa sufrieron mortandad total o parcial (van Tussenbroek *et al.*, 2017).

El desarrollo de prácticas de manejo efectivas para preservar la calidad del agua en las lagunas costeras y arrecifales del CM requiere la identificación de las fuentes que afectan las concentraciones de nutrientes en estos ambientes naturalmente oligotróficos. El estudio de isótopos estables de nitrógeno en *T. testudinum*, especie considerada trazadora ecológica y ambiental del aporte de nutrientes, puede permitir identificar el flujo de nitrógeno ocasionado por las arribazones masivas de *Sargassum* spp. debido a que estas macroalgas poseen una señal isotópica de nitrógeno característica que puede ser registrada por este pasto marino. Durante 2015, el sargazo pelágico que arribó a las costas de Quintana Roo presentó valores de $\delta^{15}\text{N}$ de - 2.9 ‰ a - 0.3 ‰ (Cabanillas-Terán *et al.*, 2019). Por lo tanto, cuando estas macroalgas se descomponen y remineralizan aportan especies nitrogenadas enriquecidas en ^{14}N al medio marino, que pueden ser asimiladas por *T. testudinum* ocasionando una disminución de sus valores isotópicos, reflejando de este modo el aporte de nutrientes del sargazo. Asimismo, el aporte de nitrógeno enriquecido en ^{14}N (derivado de las arribazones masivas de *Sargassum* spp.) podría ser asimilado preferencialmente por *T. testudinum* en relación a otras fuentes de nitrógeno enriquecidas en ^{15}N como las aguas residuales. De este modo, la composición isotópica de nitrógeno en *T. testudinum* podría estar registrando, principalmente, el aporte de nitrógeno de *Sargassum* spp. sobre el aporte de las aguas residuales en la zona costera del CM. Por lo tanto, evaluar cómo las arribazones masivas de *Sargassum* spp. influyen el $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* es de gran utilidad ecológica, debido a que esta herramienta puede permitir reconocer el aporte de nitrógeno generado por este fenómeno recurrente, y cómo esto repercute en la detección de otras fuentes de nitrógeno que ingresan a las lagunas costeras y arrecifales del CM, entornos vulnerables a la entrada de nutrientes i.e. eutrofización.

4. Hipótesis

El aporte de nitrógeno enriquecido en ^{14}N producido por la descomposición de *Sargassum* spp. es asimilado por el pasto marino *Thalassia testudinum*. Por lo tanto, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en estos pastos se van a reducir significativamente con relación a valores de $\delta^{15}\text{N}$ registrados previos al arribo de *Sargassum* spp.

5. Objetivo

Evaluar si la presencia de *Sargassum* spp. “empobrece” la composición isotópica de nitrógeno en *Thalassia testudinum*, con relación a valores del $\delta^{15}\text{N}$ previos sin el efecto del arribazón de *Sargassum* spp., en localidades con distinto desarrollo turístico en la costa del Caribe mexicano.

5. 1. Objetivos específicos

- Determinar si los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* disminuyen en años con presencia de arribazones masivas de *Sargassum* spp.
- Inferir la fuente de nitrógeno a partir de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum*, previo y a partir de las arribazones masivas de *Sargassum* spp.
- Analizar la composición isotópica de nitrógeno en *Sargassum* spp. como fuente de nitrógeno a *T. Testudinum*.

6. Área de estudio

6.1. Características geomorfológicas y climatológicas

El CM abarca la zona costera de Quintana Roo, estado ubicado en la porción este de la Península de Yucatán. A lo largo de la costa, los manglares, las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral dominan el paisaje marino. El CM alberga más de 350 km de la región norte del Sistema Arrecifal Mesoamericano, la segunda barrera arrecifal más grande del mundo. Entre la cresta de los arrecifes y la costa se forman extensas lagunas arrecifales poco profundas de suelos arenosos, donde los sedimentos pueden estar cubiertos por praderas de pastos marinos dominadas por *Thalassia testudinum* y acompañadas por *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii* (Rioja-Nieto *et al.*, 2019; Chávez *et al.*, 2020).

La Península de Yucatán está compuesta principalmente de piedra caliza, dolomita y evaporita que alcanzan espesores mayores a 1500 m, formadas durante las transgresiones y regresiones del nivel del mar que comenzaron en la Era Mesozoica (hace 250 millones de años) y duraron hasta el período Terciario (hace 65-1.8 millones de años) (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). Quintana Roo presenta una topografía kárstica como resultado de la meteorización química de las rocas calcáreas, donde el agua de lluvia infundida principalmente con ácidos orgánicos y carbónicos del suelo disuelve el lecho de roca caliza, creando un sustrato poroso y heterogéneo con grandes cuevas y conductos por donde fluye el agua subterránea que conforma el acuífero que subyace en la península. Debido a la alta permeabilidad del suelo, esta región no posee corrientes de aguas superficiales importantes ya que el agua de lluvia se infiltra rápidamente dentro del acuífero y finalmente desemboca en las bahías y lagunas costeras del Mar Caribe mexicano, a través de descargas submarinas puntuales o difusas (Worthington *et al.*, 2001; Perry *et al.*, 2002; Null *et al.*, 2014; Hernández-Terrones *et al.*, 2015). Las altas tasas de infiltración y el flujo rápido hacen que el acuífero y el ecosistema costero sean vulnerables a la contaminación antropogénica debido a que cualquier contaminante se infiltrará pasivamente en el acuífero con la precipitación o directamente por inyección (Aranda-Cirerol *et al.*, 2011; Metcalfe *et al.*, 2011).

La precipitación promedio anual en Quintana Roo es de 1300 mm en los últimos 60 años y para el periodo de estudio (2009-2019) fue de 1366 mm (CONAGUA, 2021). El régimen de lluvias y vientos a lo largo del año sugieren tres temporadas climáticas: la estación seca (marzo-mayo) con 201 mm de precipitación, la estación de lluvias (junio-octubre) con 866 mm (tormentas tropicales y huracanes) y, la estación de “nortes” (noviembre-febrero) con 299 mm de precipitación, donde los frentes fríos pueden generar condiciones de tormentas (Carrillo *et al.*, 2009; Herrera-Silveira *et al.*, 2013; CONAGUA, 2021). Los vientos de la costa de Quintana Roo están dominados por los vientos alisios del cuadrante este con magnitudes de 22 a 36 km/h, estos ocurren durante todo el año, pero son más comunes de mayo a octubre. Durante la estación de “nortes” (a final del

otoño e invierno) dominan los vientos más fuertes del norte-noreste con velocidades esporádicas de hasta 90 km/h (González-Leija *et al.*, 2013; Rioja-Nieto *et al.*, 2019).

La estructura y funcionamiento de los ecosistemas de la zona costera de Quintana Roo están influenciados por distintos procesos oceanográficos. La corriente de Yucatán con dirección de sur a norte fluye a lo largo de la estrecha plataforma continental con una velocidad promedio de 1.5 m/s y durante la temporada de los vientos alisios (mayo-octubre) sus aguas superficiales se transportan hacia el área de los arrecifes (Herrera-Silveira *et al.*, 2013). A lo largo de la costa, las corrientes tienen una dirección predominante hacia el noreste. El ciclo de mareas es semidiurnas-mixtas con un rango de 0.2 a 0.4 m (Coronado *et al.*, 2007; Rioja-Nieto *et al.*, 2019). El oleaje tiene una dirección predominante sur-sureste con periodos cortos (4-7 s). En tormentas de frentes fríos y huracanes se pueden generar olas con periodos de 10 a 20 s (González-Leija *et al.*, 2013)

6.2. Actividad antropogénica

El estado de Quintana Roo registra una tasa de crecimiento poblacional de 3.5 %, que representa la más alta de México. En 50 años, la población de Quintana Roo pasó de 88000 habitantes en 1970 a 1,857,985 en 2020 (INEGI, 2021a). Este crecimiento está ligado al desarrollo del turismo, que es la principal actividad económica de la región. El atractivo escénico que ofrecen sus playas y las aguas cálidas y cristalinas del Mar Caribe atraen anualmente una gran cantidad de turistas. Por ello, este estado se convirtió en un destino turístico destacado a nivel nacional e internacional, ocupando en 2019 el primer lugar como destino turístico de playa en México y América Latina con un arribo de 21 millones de visitantes (SEDETUR, 2019). La derrama económica generada por esta actividad constituye un recurso económico muy importante para México aportando el 1.6 % del insumo interno bruto a nivel nacional (INEGI, 2019). La mayor parte de la infraestructura turística se distribuye en la zona norte del estado (ej. Cancún) presentando en general un gradiente decreciente hacia el sur. De este modo, el CM se puede dividir en tres regiones turísticas de acuerdo con su infraestructura y afluencia de visitantes: Cancún, con gran desarrollo turístico, Riviera Maya con desarrollo turístico intermedio y Costa Maya con bajo desarrollo turístico (Sánchez *et al.*, 2013).

En contraste con el gran desarrollo urbano-turístico que existe en la región, los sistemas de gestión de aguas residuales municipales son inadecuados. Quintana Roo presenta una cobertura del tratamiento de aguas residuales del 57.2 %, la cual se encuentra por debajo de la cobertura promedio a nivel nacional (65.7 %). En 2019, habían instaladas 29 plantas de tratamiento de aguas residuales con un nivel de tratamiento secundario, el cual no es suficiente para remover la carga de nutrientes como el nitrógeno y fósforo de los efluentes. El agua con este tratamiento es vertida al acuífero a través de pozos de inyección profunda (CONAGUA, 2018, 2020). Además, gran parte de la población elimina las aguas residuales en fosas sépticas no reguladas que pueden presentar fugas o

desbordes o, directamente las vierten al acuífero. Por lo tanto, el manejo inadecuado de las aguas residuales en conjunto con la topografía kárstica de la región permite que la materia orgánica y los nutrientes de origen antropogénico se infiltren en el sistema de aguas subterráneas y se descarguen al medio marino (Hernández-Terrones *et al.*, 2011, 2015).

6.3. Sitios de estudio

El área de estudio comprende 3 localidades ubicadas a lo largo de las costas de Quintana Roo: Cancún (en el norte), Akumal (en la zona central) y Mahahual-Xahuayxol (en el sur) (Fig. 2).

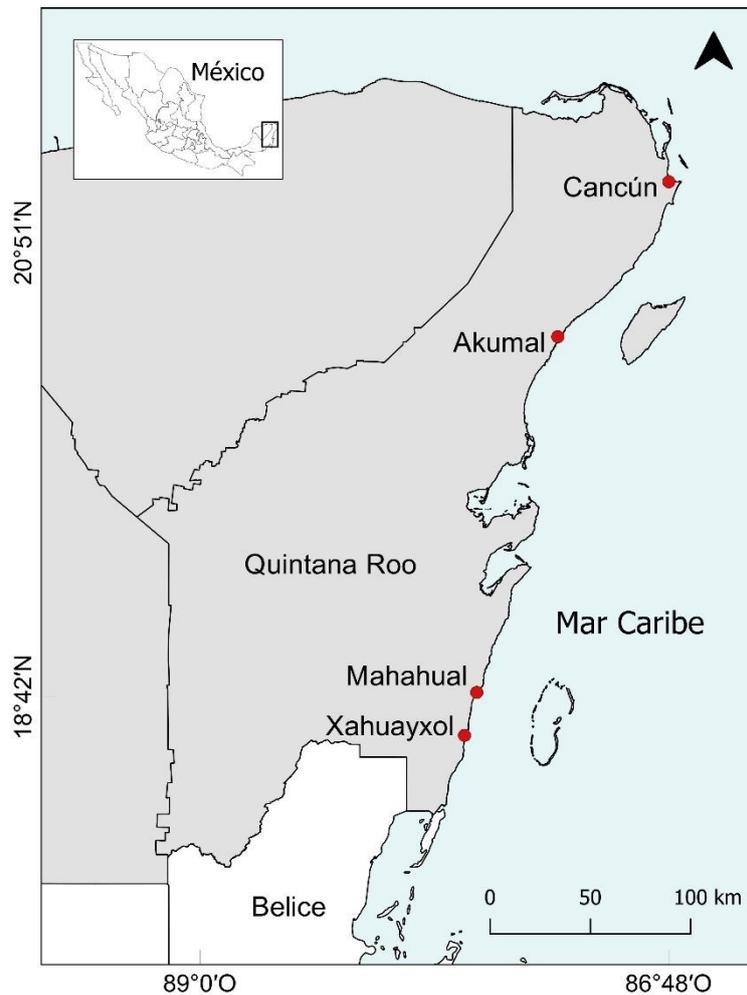


Figura 2. Área de Estudio, estado de Quintana Roo. Localidades: Cancún, Akumal y Mahahual-Xahuayxol (círculos rojos).

6.3.1. Cancún

La ciudad de Cancún se encuentra adyacente a la Laguna Nichupté. Es la ciudad más poblada de Quintana Roo con 888797 habitantes (la mitad de la población de este estado). Asimismo, la zona de Cancún presenta un desarrollo turístico alto con un promedio de 6.8 millones de turistas por año calculado para el periodo 2011-2019. Cabe

destacar que durante ese periodo se observó un incremento en el arribo de turistas a lo largo de los años (de 3.8 millones de turistas registrados en 2011 a 11.3 millones de turistas en 2019) (INEGI, 2021a). La zona costera de Cancún y la Laguna Nichupté constituyen los atractivos turísticos más relevantes de Cancún, de este modo se encuentran sujetas a una gran presión antrópica derivada de la demanda de servicios por el desarrollo de la infraestructura urbana-turística y por las actividades recreativas que se desarrollan en estos sitios.

6.3.1.1. Laguna Nichupté

La Laguna Nichupté forma parte del Sistema Lagunar Nichupté, el cual se encuentra ubicado en el noreste del estado de Quintana Roo ($86^{\circ} 46' - 86^{\circ} 50' O$ y $21^{\circ} 02' - 21^{\circ} 06' N$) (Fig. 2a). El sistema lagunar se encuentra conectado con el Mar Caribe por 2 pequeñas entradas artificiales: el canal Cancún (en el norte) y el canal Nizuc (en el sur). Además, el interior de la laguna está separado del mar por una barrera arenosa donde se encuentra la zona hotelera más importante de Cancún. Nichupté es una laguna amplia y somera con profundidades que varían entre 0.3 m y 4.5 m, cubriendo una superficie de 41 km². La variabilidad en la intensidad de los vientos a lo largo del año y la entrada de agua debido a flujos subterráneos o aportes de escorrentías terrestres (estación de lluvias) en el margen occidental de la laguna, ejercen una gran influencia en la hidrodinámica de este sistema. La descarga de aportes dulceacuícolas externos puede transportar sustancias producidas por actividades terrestres que tienen el potencial de impactar negativamente la calidad del agua y el funcionamiento del ecosistema. Nichupté es una laguna salobre, su temperatura varía entre 24 y 33 °C a lo largo del año y la salinidad varía entre 22 y 38 durante la temporada de lluvias. El flujo de la corriente es principalmente hacia el noroeste, con una velocidad aproximada de 2-3 cm/s durante la estación de lluvias, mientras que en la estación de frentes fríos la velocidad se duplica (5-6 cm/s) debido a la intensidad de los vientos. El tiempo de residencia del agua varía *ca.* entre 2.5 y 6 semanas en la estación de lluvias y durante la estación de frentes fríos se puede reducir entre un 30 % y 50 % (Carruthers *et al.*, 2005; Herrera-Silveira, 2006; Romero-Sierra *et al.*, 2018).

6.3.2. Bahía Akumal

La bahía de Akumal se ubica en la costa este del estado de Quintana Roo ($87^{\circ} 19' 16'' O$ y $20^{\circ} 24' 00'' N$) y consiste en una laguna semicircular delimitada por una costa arenosa y un arrecife de borde que forma parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano. El arrecife principal se encuentra a 300 m de la costa, donde la cresta protege a la bahía del oleaje creando una laguna interior poco profunda (profundidad máxima: 4 m) que generalmente presenta condiciones de aguas tranquilas. Además, dentro de la laguna arrecifal existen pequeños arrecifes a *ca.* 50 m de la playa. El fondo de la bahía es de piedra caliza cubierto por una capa de arena delgada (profundidad máxima: 0.4 m) y se encuentra colonizada por pastos marinos y algunas algas rizofíticas (Mutchler *et al.*,

2007; Molina-Hernández & van Tussenbroek, 2014). La laguna presenta una salinidad promedio de 36 y una temperatura promedio de 28.7 °C (Hernández-Terrones *et al.*, 2015).

El poblado de Akumal posee 2154 habitantes (INEGI, 2021b). Además de este poblado, numerosos complejos turísticos y casas de vacaciones rodean la Bahía de Akumal (Mutchler *et al.*, 2007). Esta localidad forma parte de la Riviera Maya, la cual presenta un desarrollo turístico medio (Sánchez *et al.*, 2013), con un promedio de 4.8 millones de turistas por año calculado para el periodo 2011-2019. Esta región ha presentado un constante crecimiento en la cantidad de turistas que la visitan, pasando de 3.6 millones en 2011 a 6.5 millones en 2019 (SEDETUR, 2020). Akumal significa “lugar de las tortugas” en lengua maya ya que en sus playas anidan la tortuga caguama (*Caretta caretta*) y la tortuga verde (*Chelonia mydas*). Esta bahía por ser somera y semi- cerrada, presenta una intensa actividad turística la cual incluye turismo de playa, paseos en bote y snorkel (Hernández-Terrones *et al.*, 2015). La creciente actividad e infraestructura turística alrededor de la bahía pueden degradar el ambiente que sustenta las poblaciones de tortugas y una gran diversidad de otras especies marinas (Gil *et al.*, 2015).

6.3.3. Mahahual- Xahuayxol

La laguna arrecifal de Mahahual es angosta y somera con una extensión de 230-450 m y una profundidad promedio de 1 m, pudiendo alcanzar un máximo de 3 m (Cabanillas-Terán *et al.*, 2019; Sánchez *et al.*, 2020). El sustrato de la laguna es arenoso y presenta amplios parches de pastos marinos (*T. testudinum* y *S. filiforme*). La temperatura promedio del agua es de 30.6 °C, con un mínimo de 26 °C y un máximo de 36 °C. La salinidad varía entre 33 y 40 (Camacho-Cruz *et al.*, 2020). Las condiciones de oleaje y vientos presentan mayor magnitud en la región sur de Quintana Roo, con relación a la región norte (Chávez *et al.*, 2020). Considerando su similitud con la laguna arrecifal de Puerto Morelos, se puede establecer que el tiempo aproximado de residencia del agua dentro de esta laguna arrecifal es de 3 h (Coronado *et al.*, 2007).

La laguna arrecifal de Xahuayxol es más grande con una extensión de 300-600 m desde la playa hasta la cresta del arrecife (van Tussenbroek *et al.*, 2017) y se caracteriza por una gran densidad de parches coralinos y una gran cobertura de pastos marinos. La temperatura promedio del agua es de 28.6 °C, con un mínimo de 25 °C y un máximo de 32 °C, y la salinidad varía entre 36 y 40 (Camacho-Cruz *et al.*, 2020).

Mahahual es un pequeño poblado que posee 921 habitantes (INEGI, 2021b). Esta localidad pertenece al área turística conocida como Costa Maya, la cual posee un desarrollo turístico bajo con un promedio de *ca.* 0.5 millones de turistas al año que se ha mantenido constante a lo largo de los últimos años (0.493 millones en 2007 a 0.495 millones en 2017) (Sánchez *et al.*, 2020). Históricamente, Mahahual era un pequeño poblado de pescadores, pero actualmente es un centro turístico en desarrollo que se presenta como alternativa turística de Cancún y Riviera Maya, con ~25 hoteles en

funcionamiento y una llegada constante de ~108 cruceros internacionales (Arias-González *et al.*, 2017). Por otro lado, Xahuayxol se encuentra a 35 km al sur de Mahahual y constituye el límite norte del área marina protegida Parque Nacional Arrecifes de Xcalak. Presenta menor actividad y desarrollo antrópico que Mahahual ya que es un sitio rural con pocos habitantes y pequeños desarrollos ecoturísticos, y su población se dedica principalmente a la pesca (Cabanillas-Terán *et al.*, 2019).

7. Materiales y métodos

Para evaluar el efecto de las arribazones de *Sargassum* spp. sobre la composición isotópica de nitrógeno en *T. testudinum* en localidades que presentan distinto nivel de desarrollo turístico, los muestreos se llevaron a cabo en: 5 sitios de Cancún (4 localizados dentro de la laguna costera Nichupté y el sitio restante frente a la ciudad de Cancún) (Fig. 3a), 1 sitio de Bahía Akumal (con excepción de julio 2014: 3 sitios y octubre de 2015: 5 sitios, localizados en proximidades) (Fig. 3b) y, 3 sitios de Mahahual y 1 sitio en Xahuayxol (Fig. 3c y 3d, respectivamente). En las localidades de Cancún y Bahía Akumal, los pastos marinos se recolectaron entre 2011 y 2019, mientras que en Mahahual-Xahuayxol los muestreos se realizaron entre 2009 y 2019. La colecta se realizó durante 3 temporadas a lo largo del año: febrero-marzo, junio-julio y octubre-noviembre. Además, durante el año 2019 también se recolectaron muestras de *Sargassum* spp. proveniente de las arribazones, en las localidades y temporadas en las cuales estas especies se hallaban disponibles.

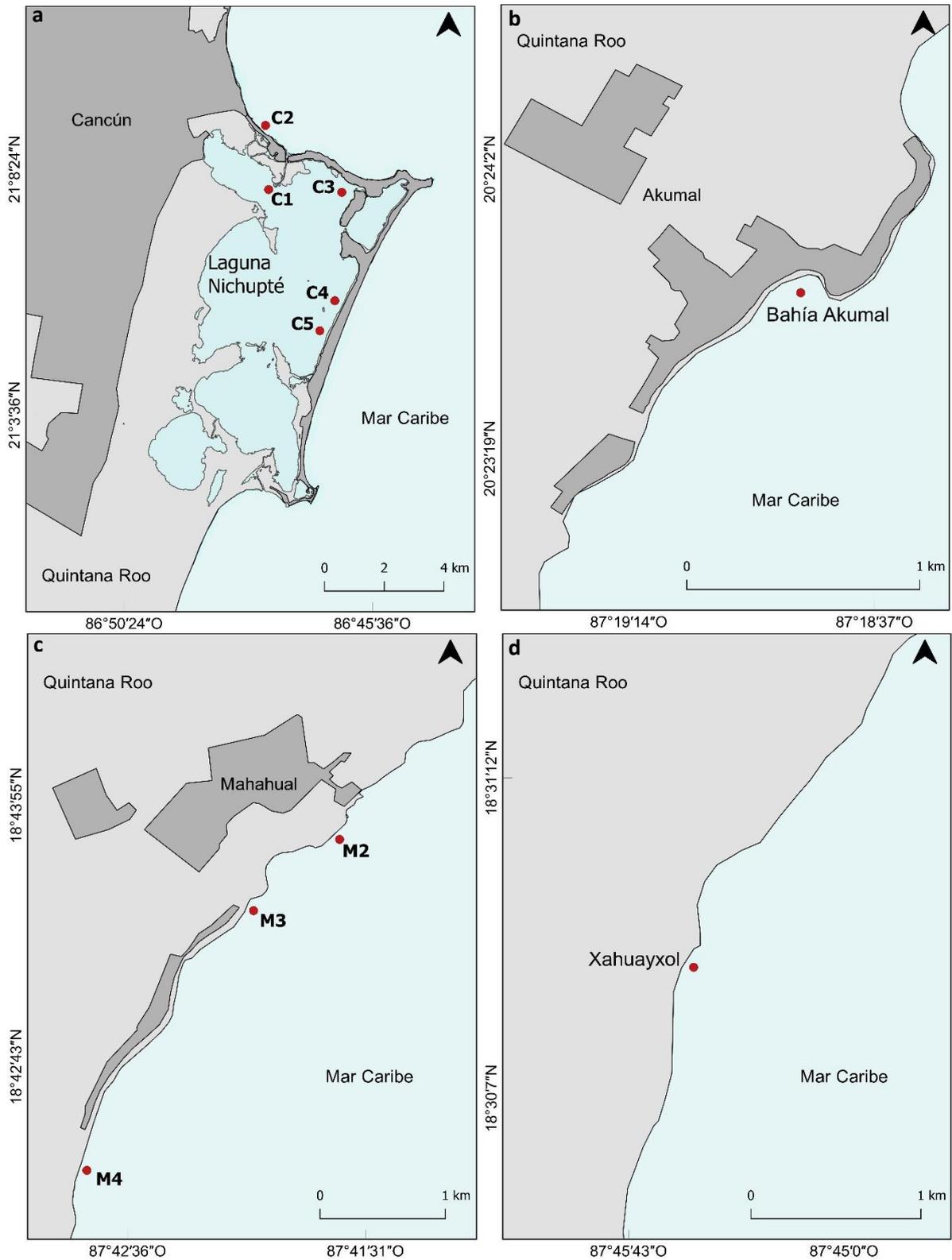


Figura 3. Localidades de estudio con detalle de sitios muestreados (círculos rojos). a-Cancún (4 sitios en la Laguna Nichupté y 1 sitio fuera de la misma), b-Bahía Akumal, c- Mahahual (3 sitios), d- Xahuayxol. Las áreas en color gris oscuro representan las zonas urbanas- hoteleras.

Las hojas de *T. testudinum* y las muestras de *Sargassum* spp. se colectaron manualmente y se colocaron en hielo para transportarlas al Laboratorio de Química del ECOSUR en

Chetumal. En el laboratorio, se llevó a cabo el enjuague de los pastos y sargazo con agua dulce para la remoción de epibiontes. Luego las muestras se secaron en estufa a 40 °C durante 24 horas. Posteriormente, en el Laboratorio de Biogeoquímica Ambiental del CICIMAR-IPN en La Paz, las hojas de *T. testudinum* y las láminas de *Sargassum spp.* se molieron y homogenizaron en un mortero de ágata hasta obtener un polvo fino.

Para las muestras de *T. testudinum* colectadas entre 2009 y 2017, se pesaron 1 mg por muestra, se empaquetaron en cápsulas de estaño y se procedió al análisis del nitrógeno isotópico en un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas Thermo Delta V Plus acoplado a un analizador elemental Costech en el Laboratorio de Espectrometría de Masas (LEsMa) del CICIMAR. Con respecto a las muestras de *T. testudinum* de los años 2018 y 2019 y de *Sargassum spp.*, se pesaron 3 mg por muestra, se empaquetaron en cápsulas de estaño y se procedió al análisis del nitrógeno isotópico en un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas y analizador elemental similar al anterior en el Center for Stable Isotopes en The University of New Mexico (Estados Unidos de América).

Los resultados de nitrógeno isotópico fueron obtenidos y expresados en notación delta (‰) como indica la siguiente ecuación:

$$\delta^{15}\text{N} = \left[\left(\frac{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right) \text{ muestra}}{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right) \text{ estándar}} \right) - 1 \right] \times 1000 \text{ (‰)}$$

Como estándar se utilizó N atmosférico. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ se obtuvieron con una precisión de 0.2 ‰ para todos los análisis realizados en México y Estados Unidos de América.

8. Análisis estadísticos

Con el fin de identificar el efecto de las arribaciones masivas de *Sargassum spp.* en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum*, en primer lugar, se analizaron las diferencias interanuales de dichos valores a través de un ANOVA de 1 factor seguido de la prueba de comparaciones múltiples de Student Newman-Kneuls para cada uno de los sitios. Posteriormente, se establecieron 2 periodos a lo largo de los años de muestreo. El periodo “previo a las arribaciones masivas de *Sargassum spp.* (AMS)” abarcó desde 2009 hasta la temporada de febrero-marzo de 2014, y el periodo “a partir de AMS” comprendió desde la temporada de junio-noviembre de 2014 hasta el año 2019. Estos periodos se determinaron teniendo en cuenta el comienzo de las arribaciones masivas de *Sargassum spp.* en el CM, durante el verano de 2014 (Rodríguez-Martínez & van Tussenbroek, 2016; Cuevas *et al.*, 2018). Se realizó una prueba t de Student para analizar si existían diferencias en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* entre ambos periodos para cada uno de los sitios. Se probó la normalidad entre años y entre periodos con el estadístico de Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene.

Todas las pruebas estadísticas se realizaron con el programa R versión 4.0.0 (R Core Team, 2020) utilizando 0.05 como nivel de significancia.

9. Resultados

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* se presentan agrupados entre las temporadas febrero-marzo y junio-noviembre dentro de cada año. Las temporadas de muestreo junio-julio y octubre-noviembre se agruparon considerando la estacionalidad de las arribazones masivas de *Sargassum* spp., las cuales en general se presentan con mayor abundancia durante este periodo del año (García-Sánchez *et al.*, 2020).

9.1. $\delta^{15}\text{N}$ en *Thalassia testudinum* para Cancún

9.1.1. Laguna Nichupté

En el sitio Cancún 1, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* tendieron a disminuir a partir de 2016, sin embargo no se encontraron diferencias significativas entre los años analizados ($F_{(8,18, \alpha = 0.05)} = 1.28, p = 0.31$, Fig. 4). En este sitio, el valor promedio de N isotópico fue de $7.03 \pm 0.44 \text{ ‰}$, con un rango de valores de 2 ‰ (febrero-marzo 2013) a 10.6 ‰ (junio-noviembre 2012), ambos valores extremos previos a las AMS. (Fig. 4). Aunque, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyeron 0.54 ‰ entre los periodos previo AMS ($7.37 \pm 0.93 \text{ ‰}$) y a partir de las AMS ($6.82 \pm 0.46 \text{ ‰}$), esta variación fue no significativa ($t_{(25, \alpha = 0.05)} = 0.59, p = 0.56$). Esto representó una diferencia no significativa del 7.4 % en la composición isotópica de N entre ambos periodos.

En el sitio Cancún 3, los valores de los isótopos estables de N en *T. testudinum* presentaron diferencias significativas entre años ($F_{(8,18, \alpha = 0.05)} = 4.84, p < 0.01$, Fig. 4), estos valores fueron significativamente más bajos en 2017 y 2018 en relación a los años 2012 y 2013 (años previos a las AMS) (Anexo 1). A su vez, 2019 también presentó valores significativamente más bajos que 2012 (Anexo 1). El valor mínimo fue de 3.44 ‰ observado en junio-noviembre de 2018 (época con mayor presencia de sargazo) y el valor máximo fue de 11.5 ‰ determinado durante junio-noviembre de 2012 (Fig. 4). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyeron significativamente ($t_{(25, \alpha = 0.05)} = 3.90, p < 0.001$) en 2.38 ‰ entre el periodo previo AMS ($9.67 \pm 0.36 \text{ ‰}$) vs. a partir de las AMS ($7.29 \pm 0.42 \text{ ‰}$). Esto representó un cambio del 24.6 % en la composición isotópica de N entre ambos periodos.

En Cancún 4, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* presentaron diferencias significativas entre años ($F_{(8,18, \alpha = 0.05)} = 6.99, p < 0.001$, Fig. 4). Los valores isotópicos fueron significativamente más bajos en 2019 (año con abundante presencia de sargazo) con relación a años anteriores (Anexo 1). Particularmente, los años 2016 y 2017 mostraron valores más bajos con respecto a los años previos a las AMS (Anexo 1). El valor mínimo (0.93 ‰) fue registrado durante junio-noviembre de 2019 y el valor máximo (11.0 ‰) fue registrado en junio-noviembre de 2012 (Fig. 4). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyeron significativamente ($t_{(25, \alpha = 0.05)} = 3.79, p < 0.001$) en 2.97 ‰ entre el periodo previo AMS ($9.76 \pm 0.38 \text{ ‰}$) vs. a partir de las AMS ($6.79 \pm 0.56 \text{ ‰}$). Esto representó un cambio del 30.4 % en la composición isotópica de N entre ambos periodos.

En el sitio Cancún 5, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* mostraron diferencias significativas entre años ($F_{(8,18, \alpha = 0.05)} = 5.98, p < 0.001$, Fig. 4). En el año 2019, estos valores fueron significativamente más bajos que años previos a las AMS, 2014 cuando éstas comenzaron y 2016 con menor presencia de sargazo (Anexo 1). El valor mínimo de $\delta^{15}\text{N}$ fue 3.44 ‰ en febrero-marzo de 2019 (época con gran presencia de sargazo) y el valor máximo fue 12.5 ‰ registrado durante junio-noviembre de 2013 (Fig. 4). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyeron significativamente ($t_{(25, \alpha = 0.05)} = 4.94, p < 0.001$) en 3.47 ‰ entre el periodo previo AMS (11.29 ± 0.35 ‰) vs. a partir de las AMS (7.81 ± 0.61 ‰). Esto representó un cambio del 30.8 % en la composición isotópica de N entre ambos periodos.

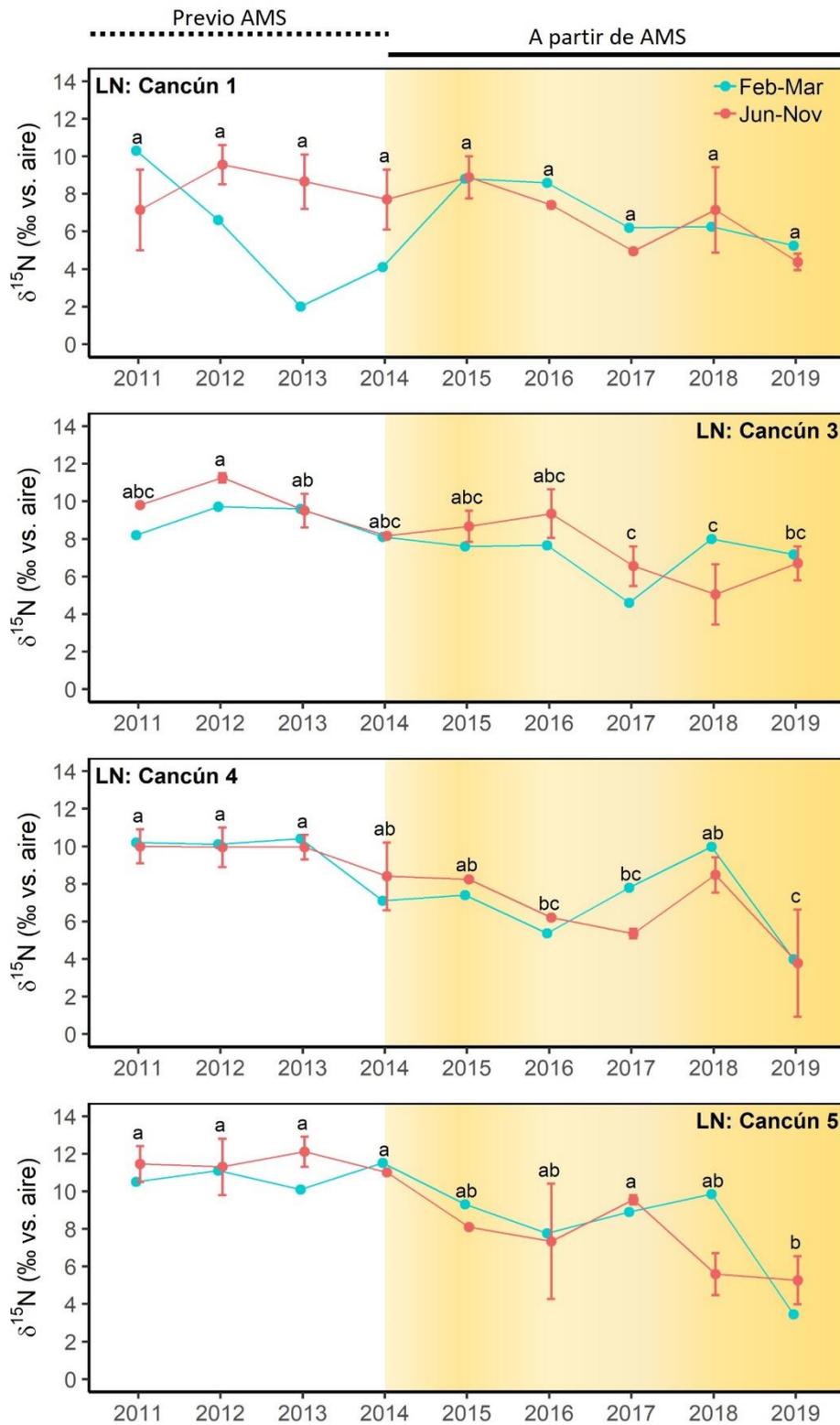


Figura 4. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio \pm error estándar) en *T. testudinum* registrados en los sitios de la Laguna Nichupté (LN): Cancún 1, Cancún 3, Cancún 4 y Cancún 5 en febrero-marzo y junio-noviembre de 2011 a 2019 durante los periodos previo y a partir de las arribazones masivas de sargazo (AMS) (área sombreada café). Letras distintas representan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$).

9.1.2. Fuera de la Laguna Nichupté

Frente a la ciudad de Cancún, en el sitio Cancún 2, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* presentaron diferencias significativas entre años ($F_{(8,18), \alpha = 0.05} = 6.35, p < 0.001$, Fig. 5). Se observó una marcada disminución durante junio-noviembre de 2014 (comienzo de las AMS). A partir de esta fecha, los valores isotópicos en general permanecieron más bajos en relación con los registrados previos a las arribazones (Fig. 5). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* resultaron significativamente más bajos en 2016 y 2017 con respecto a los años previos AMS (Anexo 1). Los años 2015 y 2019 (años con mayor presencia de sargazo) también presentaron valores significativamente más bajos en relación con 2011 y 2013 (Anexo 1). Los valores mínimos de $\delta^{15}\text{N}$ 0.38 ‰ y -0.21 ‰ fueron registrados durante junio-noviembre de 2015 y 2016, respectivamente. Mientras que, el valor máximo (8.7 ‰) fue registrado en junio-noviembre de 2013. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyeron significativamente ($t_{(25), \alpha = 0.05} = 8.44, p < 0.001$) en 4.27 ‰ entre el periodo previo AMS (6.83 ± 0.34 ‰) vs. a partir de las AMS (2.56 ± 0.33 ‰). Esto representó un cambio del 65.5 % en la composición isotópica de N entre ambos periodos.

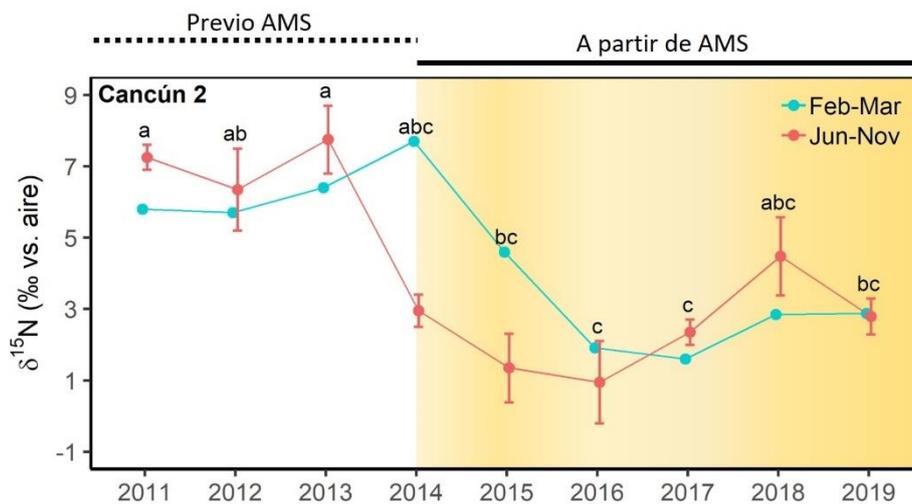


Figura 5. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio \pm error estándar) en *T. testudinum* registrados en el sitio Cancún 2 (frente a la ciudad de Cancún) entre febrero-marzo y junio-noviembre de 2011 a 2019 durante los periodos previo y a partir de las arribazones masivas de sargazo (AMS) (área sombreada café). Letras distintas representan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$).

9.2. $\delta^{15}\text{N}$ en *Thalassia testudinum* para Bahía Akumal

En Bahía Akumal, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* registraron diferencias significativas interanuales ($F_{(8,43), \alpha = 0.05} = 6.32, p < 0.001$, Fig. 6), estos valores fueron significativamente más bajos en 2015 (año con mayor presencia de sargazo) con relación a 2011, 2012, 2013 (años previo a las AMS) y 2018 (Anexo 1). El año 2014 presentó valores significativamente más bajos con respecto al 2012 (Anexo 1). Los valores mínimos de $\delta^{15}\text{N}$ 0.2 ‰ y 0.1 ‰ fueron registrados en junio-noviembre de 2015 y 2019 respectivamente (épocas con mayor presencia de sargazo) y el valor máximo de 7.26 ‰

se registró en febrero-marzo de 2011 (Fig. 6). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ presentaron una disminución significativa ($t_{(25, \alpha = 0.05)} = 4.65, p < 0.001$) de 2.14 ‰ entre el periodo previo y a partir de AMS (4.88 ± 0.36 ‰ vs. 2.74 ± 0.29 ‰, respectivamente). Esto representó un cambio del 43.9 % en la composición isotópica de N entre ambos periodos.

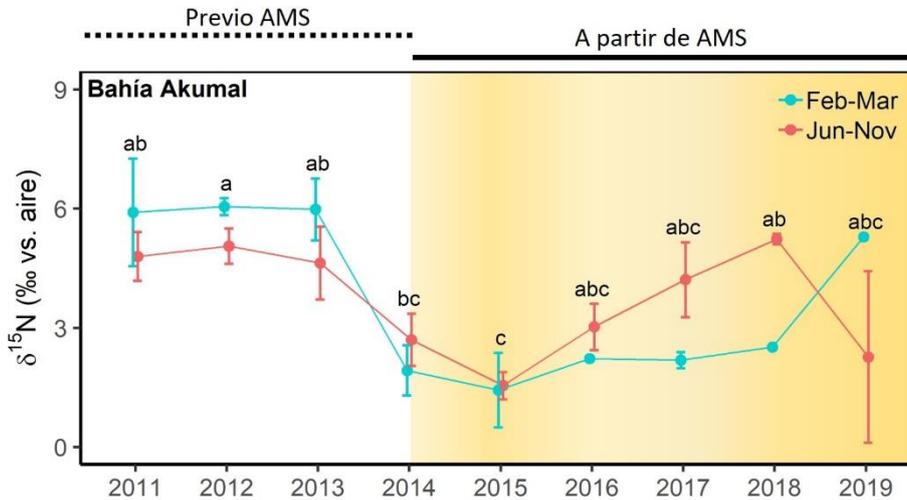


Figura 6. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio \pm error estándar) en *T. testudinum* para Bahía Akumal entre febrero-marzo y junio-noviembre de 2011 a 2019 durante los periodos previo y a partir de las arribazones masivas de sargazo (AMS) (área sombreada café). Letras distintas representan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$).

9.3. $\delta^{15}\text{N}$ en *Thalassia testudinum* para Mahahual- Xahuayxol

En el sitio Mahahual 2, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* mostraron diferencias significativas entre años ($F_{(10,20, \alpha = 0.05)} = 5.13, p < 0.001$, Fig. 7), estos valores fueron significativamente más bajos en 2016, 2018 y 2019, en relación con 2010 y 2012 (Anexo 2). Además, el año 2015 con arribazones de sargazo presentó valores de $\delta^{15}\text{N}$ significativamente más bajos que 2010 (Anexo 2). El $\delta^{15}\text{N}$ mostró valores mínimos de -0.09 ‰ y -0.25‰ durante febrero-marzo de 2018 y junio-noviembre de 2019 respectivamente, ambos con mayor presencia de sargazo. Mientras que el valor máximo de 6.40 ‰ se registró en junio-noviembre de 2010 (Fig. 7). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyeron significativamente 1.56 ‰ ($t_{(29, \alpha = 0.05)} = 3.47, p < 0.01$) entre los periodos previo AMS (3.01 ± 0.36 ‰) y a partir de las AMS (1.46 ± 0.27 ‰). Esto representó un cambio del 51.6 % en la composición isotópica de N entre periodos.

En Mahahual 3, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* mostraron diferencias significativas entre años ($F_{(10,21, \alpha = 0.05)} = 2.76, p < 0.05$, Fig. 7). Los valores isotópicos resultaron significativamente más bajos en 2017 y 2019 en relación con el año 2010 previo a las arribazones (Anexo 2). El $\delta^{15}\text{N}$ alcanzó valores mínimos de -0.90 ‰ y -1.79 ‰ durante febrero-marzo de 2017 y junio-noviembre de 2019, respectivamente (años con presencia de sargazo) y un valor máximo de 5.40 ‰ en junio-noviembre de 2010 (Fig. 7). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyeron significativamente en 1.15 ‰ ($t_{(30, \alpha = 0.05)} = 2.34,$

$p < 0.05$) entre los periodos previo AMS ($2.21 \pm 0.35 \text{ ‰}$) y a partir de las AMS ($1.06 \pm 0.34 \text{ ‰}$). Esto representó un cambio del 52 % en la composición isotópica de N entre periodos.

En el sitio Mahahual 4, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* registraron diferencias significativas entre años ($F_{(10,21, \alpha = 0.05)} = 2.48, p < 0.05$, Fig. 7), estos valores resultaron significativamente más bajos en 2018 (gran presencia de sargazo) con relación al 2010 (Anexo 2). El valor mínimo de $\delta^{15}\text{N}$ fue -0.7 ‰ en junio-noviembre de 2018 y el valor máximo fue 4.4 ‰ en junio-noviembre de 2012 y 2016 (sin y con sargazo respectivamente) (Fig. 7). Aunque, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyeron 0.77 ‰ entre los periodos previo y a partir de las AMS ($2.38 \pm 0.34 \text{ ‰}$ vs. $1.61 \pm 0.34 \text{ ‰}$, respectivamente), esta variación fue no significativa ($t_{(30, \alpha = 0.05)} = 1.60, p = 0.12$). Esto representó una diferencia no significativa del 32.2 % en la composición isotópica de N entre periodos.

En Xahuayxol, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* tendieron a disminuir a partir del año 2015. Sin embargo, las diferencias interanuales fueron no significativas ($F_{(10,21, \alpha = 0.05)} = 1.80, p = 0.13$, Fig. 7). El valor mínimo de $\delta^{15}\text{N}$ fue -0.70 ‰ y el valor máximo fue 5.60 ‰ , ambos registrados previo a las AMS, durante junio-noviembre de 2009 y 2010, respectivamente (Fig. 7). Aunque, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ disminuyeron 0.52 ‰ entre los periodos previo y a partir de las AMS ($1.95 \pm 0.43 \text{ ‰}$ vs. $1.43 \pm 0.21 \text{ ‰}$, respectivamente), esta variación fue no significativa ($t_{(30, \alpha = 0.05)} = 1.07, p = 0.30$). Esto representó una diferencia no significativa del 26.5 % en la composición isotópica de N entre periodos.

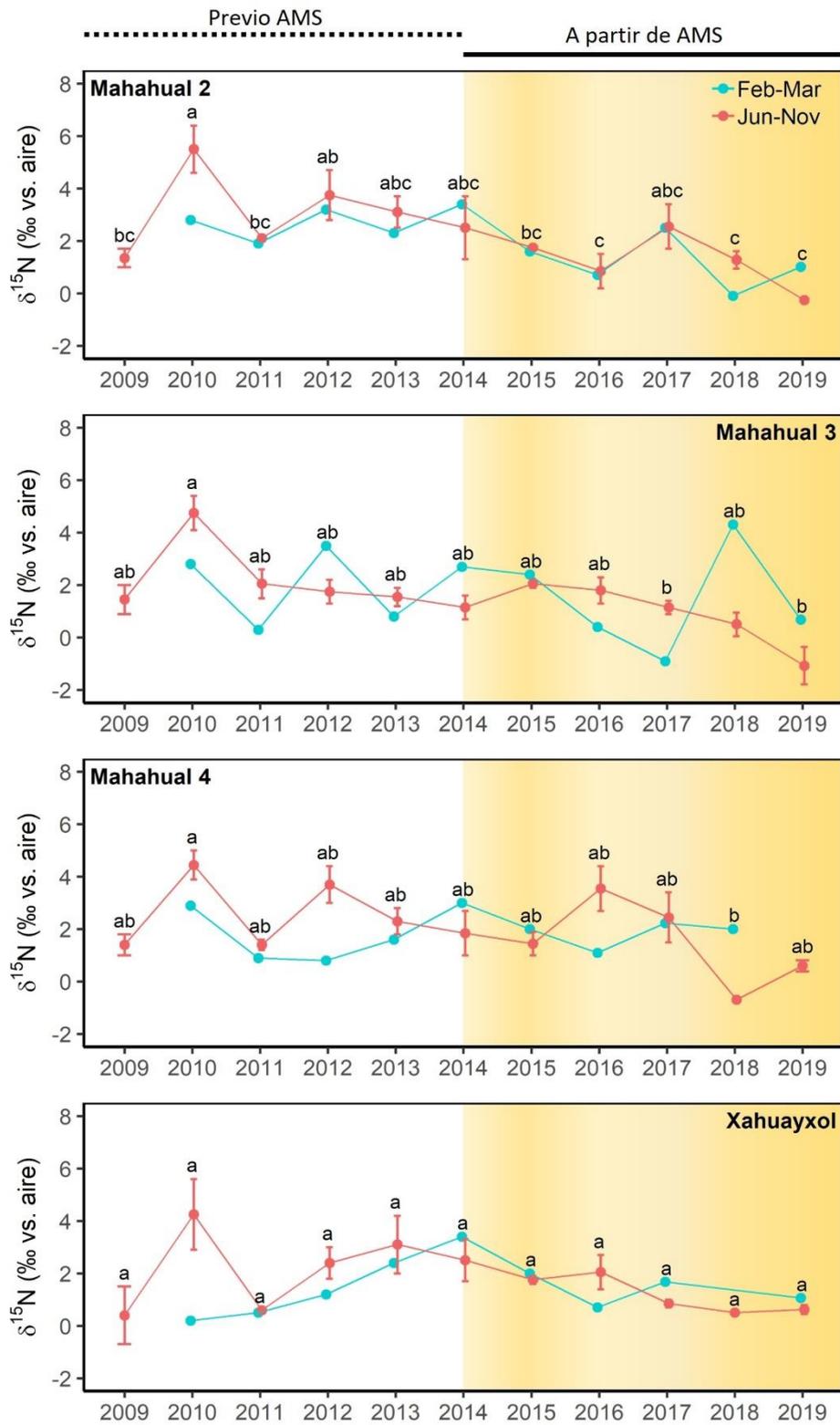


Figura 7. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ (promedio \pm error estándar) en *T. testudinum* registrados en los sitios Mahahual 2, Mahahual 3, Mahahual 4 y Xahuayxol entre febrero-marzo y junio-noviembre de 2009 a 2019 durante los periodos previo y a partir de las arribazones masivas de sargazo (AMS) (área sombreada café). Letras distintas representan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$).

9.4. Isótopos estables de nitrógeno en *Sargassum* spp.

Durante el año 2019 se obtuvieron valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *Sargassum* spp. negativos o cercanos a cero enriquecidos en ^{14}N , tanto en el norte como en el sur de la costa de Quintana Roo. El valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ fue -0.72‰ con un intervalo de valores de -1.76‰ a 0.03‰ (Tabla IV).

Tabla IV. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *Sargassum* spp. en distintos sitios de la costa de Quintana Roo durante los meses de junio y noviembre del año 2019.

Mes	Sitio	$\delta^{15}\text{N}$ (vs. aire)
Junio	Cancún 2 (Fuera LN)	- 0.24
	Mahahual 2	- 0.40
	Mahahual 3	- 1.76
	Mahahual 4	- 0.40
	Xahuayxol	0.03
Noviembre	Mahahual 2	- 1.15
	Xahuayxol	- 1.09

10. Discusión

Las arribazones de *Sargassum* spp. ocasionaron una disminución significativa de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* en la mayor parte de los sitios de la región norte, centro y sur del CM.

En la localidad de Cancún, dentro de la Laguna Nichupté, a partir de la llegada de las AMS los valores isotópicos de N en *T. testudinum* disminuyeron entre un 7 % y 31 %, siguiendo un gradiente de enriquecimiento en ^{14}N de norte a suroeste. En la zona noroeste de la laguna, el sitio Cancún 1 presentó menor enriquecimiento de ^{14}N (este no fue significativo) a pesar de que se localiza cerca del canal Cancún, el cual representa una entrada de sargazo y de materia orgánica generada por la descomposición del mismo acumulado en el exterior de la laguna. Sin embargo, en esta zona de la laguna, el tiempo de residencia del agua (entre 1.2 a 2.5 semanas) es menor en relación a otras zonas de la misma (Romero-Sierra *et al.*, 2018). Adicionalmente, el margen occidental de la laguna recibe un mayor aporte de agua de escorrentía desde tierra (Merino *et al.*, 1990; Carbajal-Pérez, 2009). De hecho, el año 2013 estuvo caracterizado por lluvias atípicas > 1900 mm (Anguas-Cabrera *et al.*, 2020; CONAGUA, 2021) que se reflejaron en valores de $\delta^{15}\text{N}$ bajos (2 ‰) en este sitio. Por otro lado, en la zona noreste y sureste de la laguna, los sitios Cancún 3, 4 y 5 presentan un mayor tiempo de residencia del agua entre 2.3 a 5.7 semanas (Romero-Sierra *et al.*, 2018), lo cual podría favorecer la acumulación de los compuestos nitrogenados generados por la descomposición del sargazo permitiendo un mayor enriquecimiento de ^{14}N en los pastos que crecen en estos sitios. Además, los sitios Cancún 4 y 5 se encuentran en el margen oriental de la laguna cercanos a la barrera de arena que separa el interior de la laguna con el mar adyacente. La porosidad y permeabilidad de la barrera de arena podría permitir el intercambio de solutos, i.e. especies nitrogenadas enriquecidas en ^{14}N , entre el océano adyacente y la laguna, impulsado por el gradiente hidráulico generado por las mareas (Bokuniewicz & Pavlik, 1990; Rapaglia *et al.*, 2010). Fuera de la laguna Nichupté, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* disminuyeron un 62 % entre el periodo previo y partir de las AMS, lo cual estaría indicando que los pastos marinos en esta playa somera y abierta están más expuestos a las arribazones de sargazo y sus lixiviados (Vázquez-Delfín *et al.*, 2021). Por lo tanto, en este sitio *T. testudinum* presentó un mayor efecto en el enriquecimiento de ^{14}N con respecto a los pastos que están confinados al interior de la laguna.

En Bahía Akumal, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* disminuyeron un 44 % a partir de la llegada de las AMS. Esta zona costera presenta un arrecife de borde que disipa la energía del oleaje dentro de la laguna arrecifal, lo cual podría promover la acumulación de biomasa de sargazo, una vez que el viento o las corrientes la derivaron del arrecife (Vázquez-Delfín *et al.*, 2021).

En el caso de la localidad de Mahahual, los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* disminuyeron entre un 32 % y 52 % a partir de la presencia de las AMS. A lo largo de la

laguna arrecifal de Mahahual, únicamente los sitios de la zona norte (Mahahual 2 y 3) que se encuentran más cercanos al poblado de Mahahual registraron diferencias significativas entre los periodos previo y a partir de las AMS. Para Xahuayxol, a partir de la llegada de las AMS los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* disminuyeron un 26 %, aunque esta variación fue no significativa. En los sitios Mahahual 4 y Xahuayxol, con menor impacto antropogénico, se considera que las fuentes principales de nitrógeno naturales son la fijación de N y el NID que proviene de la deposición atmosférica en las aguas subterráneas no contaminadas y en el medio marino (Carruthers *et al.*, 2005; Sánchez *et al.*, 2020; González-De Zayas *et al.*, 2020). Estas fuentes y el aporte de *Sargassum* spp. presentan señales isotópicas similares (fijación de N: -3 a 0 ‰, NO_3^- de deposición atmosférica: -5 a 2 ‰ y *Sargassum* spp.: -2.9 a -0.3 ‰) (Smit, 2001; Sherwood *et al.*, 2010; Cabanillas-Terán *et al.*, 2019). Por lo tanto, en la composición isotópica de nitrógeno del pasto marino *T. testudinum* no fue posible distinguir entre las fuentes al no presentar una variación significativa cuando se produjo la asimilación del nitrógeno en conjunto.

A escala regional, los vientos y las corrientes pueden determinar la cantidad de sargazo que arriba a las playas del CM. Chávez *et al.* (2020), establecieron que la biomasa de sargazo presentó una alta variabilidad espacial durante el periodo 2016-2020, a lo largo de la zona costera del CM. En este estudio, en general, la zona norte y centro, donde están incluidas las localidades de Cancún y Bahía Akumal, presentaron una mayor prevalencia de *Sargassum* spp. con respecto a la zona sur, donde se encuentra Mahahual y Xahuayxol. Si bien, esto podría explicar que en Cancún y Bahía Akumal prevalezca una mayor variación en la composición isotópica de nitrógeno, la zona sur del CM, debido a su menor interés turístico, ha recibido menor atención en la limpieza de las playas y en la correcta disposición del sargazo recolectado. Particularmente en Xahuayxol, la recolección de sargazo fue escasa y su disposición sobre la playa fue permitiendo que los lixiviados que se generan durante su descomposición se filtren en la arena y lleguen al mar (Cabanillas-Terán *et al.*, 2019; Rodríguez-Muñoz *et al.*, 2021). Por lo tanto, en futuros trabajos sería enriquecedor y necesario poder determinar la presencia de mareas café de sargazo y/o la cantidad de sargazo presente en estas playas durante los muestreos realizados para la determinación isotópica de N en *T. testudinum*.

En el CM, desde que iniciaron las primeras arribaciones de *Sargassum* spp. en cantidades inusualmente grandes a mediados de 2014, su biomasa fue variable (Tabla I). Los años con mayor afluencia de sargazo fueron 2015, 2018 y 2019, donde los picos de biomasa se presentaron en agosto-septiembre de 2015, julio-septiembre de 2018 y febrero-julio de 2019 (van Tussenbroek *et al.*, 2017; García-Sánchez *et al.*, 2020; Chávez *et al.*, 2020). En general, en este estudio, los valores mínimos de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* se obtuvieron durante los años con mayor afluencia de sargazo. Sin embargo, también se registraron valores enriquecidos en ^{14}N durante años con menor afluencia de sargazo. En el sitio Cancún 2 (fuera de la laguna Nichupté) se obtuvieron valores enriquecidos en ^{14}N

durante 2016 y 2017. En este sentido, la fragmentación y descomposición de las grandes masas de sargazo contribuyó con materia orgánica que prevaleció en la zona costera (Rodríguez-Muñoz *et al.*, 2021). En 2016, en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, el contenido de materia orgánica en el sedimento incrementó de 15 a 35 veces en relación con el contenido cuantificado en 2013 (van Tussenbroek *et al.*, 2017). De hecho, en esta laguna la arribazón masiva de 2015 continuó siendo trazable hasta el 2016, donde la transparencia del agua seguía inusualmente baja, debido a que la descomposición de estas macroalgas aún no se había eliminado del sistema lagunar (van Tussenbroek *et al.*, 2017). Adicionalmente, en la zona costera del CM, durante el verano, las tormentas y huracanes que provocan un oleaje más intenso y marejadas ciclónicas y, en los meses de invierno la temporada de vientos norte pueden provocar la resuspensión de los sedimentos y liberar los constituyentes del agua intersticial hacia la columna de agua (Pérez-Gómez *et al.*, 2020; Rodríguez-Muñoz *et al.*, 2021). Particularmente en la región norte del CM, se observó que el NID fue mayor en la columna de agua durante la temporada de vientos norte (invierno) en relación a la temporada seca (primavera) (Pérez-Gómez *et al.*, 2020). Estos procesos que ocurren entre la columna de agua y los sedimentos pueden propiciar que las hojas de *T. testudinum* tengan disponible nitrógeno proveniente de las AMS a lo largo del año, inclusive durante temporadas con menor o nulo arribo de sargazo sobre la zona costera.

Los pastos marinos también asimilan nitrógeno del agua intersticial a través de los rizomas y las raíces (Lee & Dunton, 1999; van Tussenbroek *et al.*, 2006; Viana *et al.*, 2019). En *T. testudinum* se ha registrado que las raíces y hojas contribuyeron casi por igual a la adquisición total de nitrógeno de la planta (Lee & Dunton, 1999). En pastos del género *Thalassia*, parte del nitrógeno incorporado en los rizomas y las raíces se puede translocar hacia las hojas (10 % del amonio incorporado en los tejidos subterráneos se trasladan a las hojas, mientras que para los nitratos el 50 %) (Viana *et al.*, 2019). Por lo tanto, se puede considerar que el NID disponible en los poros del sedimento podría estar contribuyendo en la composición isotópica de nitrógeno en las hojas de *T. testudinum*, aunque en menor medida que la contribución realizada por la columna de agua. Por lo tanto, sería recomendable realizar estudios que analicen el efecto de las arribaciones de sargazo sobre la geoquímica de los sedimentos.

Por otro lado, la composición isotópica de nitrógeno en los pastos marinos está determinada por la proporción de isótopos estables de nitrógeno de la fuente externa y por los mecanismos fisiológicos que regulan su asimilación (Evans, 2001). Al igual que muchas macrófitas, los pastos marinos asimilan con mayor afinidad el amonio en relación con otras especies nitrogenadas como los nitratos y el nitrógeno orgánico disuelto. Esto se debe a que la forma química del amonio se incorpora más fácilmente a los aminoácidos y se absorbe pasivamente, mientras que, el nitrato tiene un mayor costo energético de reducción y asimilación (Lee & Dunton, 1999; McGlathery, 2008; Viana *et al.*, 2019). A su vez, cuando el NID se encuentra disponible en gran cantidad,

como puede ocurrir durante la incorporación de nutrientes generados por la descomposición de las AMS (van Tussenbroek *et al.*, 2017; R. E. Rodríguez-Martínez *et al.*, 2019; Rodríguez-Muñoz *et al.*, 2021), los pastos marinos pueden discriminar el ^{15}N , asimilando preferencialmente el ^{14}N (Evans, 2001; Fourqurean *et al.*, 2005). El incremento en la demanda de nitrógeno durante épocas del año con mayor tasa de crecimiento de *T. testudinum* (verano) puede disminuir la discriminación isotópica de ^{15}N (Fourqurean *et al.*, 2005). Sin embargo, la tasa de crecimiento en hojas de *T. testudinum* no mostró una diferencia estacional significativa en el CM (van Tussenbroek, 1995). De este modo, *T. testudinum* podría assimilar preferencialmente el amonio enriquecido en ^{14}N , aportado por la descomposición de las AMS en relación con otras fuentes de nitrógeno presentes en la zona costera, como nitratos provenientes de las descargas de agua subterráneas y amonio enriquecido en ^{15}N derivado de aportes recientes y/ o directos de aguas residuales (Mutchler *et al.*, 2010).

En este estudio y en otros trabajos realizados en distintas localidades del CM, el intervalo de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ registrados en *T. testudinum* mostró valores más enriquecidos en ^{14}N , a partir de la llegada de las AMS (Tabla V). Específicamente, las arribazones de sargazo han sido bien documentadas en la localidad de Puerto Morelos (van Tussenbroek *et al.*, 2017; Pérez-Gómez *et al.*, 2020). Estos autores reportaron enriquecimiento de ^{14}N en *T. testudinum* y *Halimeda incrassata* luego de la afluencia masiva de sargazo de 2014, 2015 y 2018 con atribución al aporte de nitrógeno generado por la descomposición del mismo en la zona costera. Aunque, las arribazones de sargazo no habían sido motivo de atención, estudios previos en Puerto Morelos (Anguas-Cabrera, 2019) y en la localidad de Tulum (Sánchez *et al.*, 2013; Camacho-Cruz *et al.*, 2020) registraron valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* enriquecidos en ^{14}N . Mientras que, macroalgas del género *Dictyota*, *Caulerpa* y epifitas mostraron señales isotópicas enriquecidas en ^{14}N durante la arribazón masiva de 2015 en Mahahual, Xahuayxol y Xcalak (Cabanillas-Terán *et al.*, 2019).

Tabla V. Intervalo de valores de $\delta^{15}\text{N}$ (‰ vs. aire) en *T. testudinum* determinados por diversos estudios en el Caribe mexicano durante los periodos previo y a partir de las arribazones masivas de sargazo (AMS). Registros en azul indican valores de $\delta^{15}\text{N}$ negativos o cercanos a cero. *incluye hasta marzo de 2014. †desde junio de 2014.

Localidad	Año	Previo AMS		A partir de AMS		
		$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Referencia	Año	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Referencia
Cancún- Laguna Nichupté	2002	5.5 - 9.1	Carruthers <i>et al.</i> , 2005	2014 [†] - 2019	0.9 - 11.1	Este estudio
Cancún- Laguna Nichupté	2011- 2014*	2.0 - 12.9	Este estudio			
Cancún- Sitio 2	2011- 2014*	5.2 - 8.7	Este estudio	2014 [†] - 2019	-0.2 - 5.6	Este estudio
Puerto Juárez				2018	2.9 - 6.1	Pérez-Gómez <i>et al.</i> , 2020
Puerto Morelos	2002	1.7 - 1.9	Carruthers <i>et al.</i> , 2005			
Puerto Morelos	2010- 2013	-1.0 - 6.3	Anguas-Cabrera, 2019	2014 [†] - 2016	-1.9 - 4.7	Anguas-Cabrera, 2019
Puerto Morelos	2013	3.7 - 4.7	van Tussenbroek <i>et al.</i> , 2017	2015	3.2 - 3.6	van Tussenbroek <i>et al.</i> , 2017
Puerto Morelos				2018	-1.05 - 1.98	Pérez-Gómez <i>et al.</i> , 2020
Tulum	2011- 2012	7.6 - 8.8	Sánchez <i>et al.</i> , 2013	2016- 2017	-2.2 - 6.5	Camacho-Cruz <i>et al.</i> , 2019
Bahía Akumal	2005	6.0 - 8.0	Mutchler <i>et al.</i> , 2007	2014 [†] - 2019	0.1 - 6.3	Este estudio
Bahía Xaak	2005	5.0 - 7.0	Mutchler <i>et al.</i> , 2007			
Bahía Akumal	2007	3.6 - 8.0	Mutchler <i>et al.</i> , 2010			
Bahía Xaak	2007	3.4 - 5.0	Mutchler <i>et al.</i> , 2010			
Bahía Akumal	2011- 2014*	1.3 - 7.3	Este estudio			
Mahahual	2009- 2014*	0.3 - 6.4	Este estudio	2014 [†] - 2019	-1.8 - 4.4	Este estudio
Xahuayxol	2009- 2014*	-0.7 - 5.6	Este estudio	2014 [†] - 2019	0.5 - 3.3	Este estudio

10.1 Implicancias de las arribazones masivas de *Sargassum* spp.

En el CM se ha detectado un enriquecimiento en ^{15}N en *T. testudinum* y otras especies bentónicas como los corales, asociado a descargas de aguas residuales producto del desarrollo urbano-turístico de la zona costera. Una mayor afluencia turística puede incrementar la frecuencia y magnitud de las descargas de aguas residuales generadas por esta actividad (Carruthers *et al.*, 2005; Baker *et al.*, 2010; Sánchez *et al.*, 2013; Chávez *et al.*, 2020). Sin embargo, en este estudio, a partir de las AMS los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* se han empobrecido en ^{15}N , impidiendo la detección de estos efluentes en algunos sitios que presentan un desarrollo urbano-turístico alto y medio. En el sitio Cancún 2 (frente a la ciudad de Cancún), previo a las AMS, los valores del $\delta^{15}\text{N}$ presentaron un enriquecimiento de ^{15}N ($\delta^{15}\text{N} > 5.2 \text{ ‰}$). Mientras que, a partir de las AMS, el 88 % de los valores del $\delta^{15}\text{N}$ estuvieron enriquecidos en ^{14}N ($\delta^{15}\text{N} < 3.5 \text{ ‰}$). Este mismo patrón fue observado dentro de la Laguna Nichupté, en los sitios Cancún 3, 4 y 5 durante los años 2018 y 2019. En el caso de Bahía Akumal, los valores del $\delta^{15}\text{N}$ observados a partir de las AMS estuvieron enriquecidos en ^{14}N ($\delta^{15}\text{N} \leq 3.5 \text{ ‰}$) en el 72% de los casos. En esta localidad, la recesión económica a nivel mundial (2007 y 2008) redujo en un 37 % anual la cantidad de turistas. Esto condujo a un decremento de 1.6 ‰ en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el coral *Gorgonia ventalina*, lo cual fue asociado a una reducción significativa en la cantidad de nitrógeno derivado de las aguas residuales que llegaron a los arrecifes de Akumal (Baker *et al.*, 2013). Después de esta recesión económica global, la cantidad de turistas que visitan las localidades de Cancún y Bahía de Akumal ha venido incrementando a lo largo de los años (Fig. 8). De esta manera, las disminuciones en los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* no podrían ser atribuibles a una disminución en la actividad turística ligado a una menor descarga de aguas residuales en la zona costera de estas localidades.

En consecuencia, teniendo en cuenta que no hay evidencias de que el flujo de aguas residuales que ingresa a la zona costera de Quintana Roo haya disminuido, el aporte de compuestos nitrogenados generados por las arribazones de *Sargassum* spp. podría ser asimilado preferencialmente por *T. testudinum*, lo cual puede impedir que los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en estos pastos registren el aporte de nitrógeno derivado de las aguas residuales que también están presentes en el medio marino. Por este motivo sería recomendable complementar los estudios isotópicos de nitrógeno en *T. testudinum* con otras herramientas de monitoreo de calidad del agua que aporten más evidencias del ingreso de efluentes antropogénicos al medio marino, como el conteo de bacterias coliformes totales y fecales, de estreptococos fecales y de bacterias heterotróficas (Baker *et al.*, 2010; Rey-Villiers *et al.*, 2021).

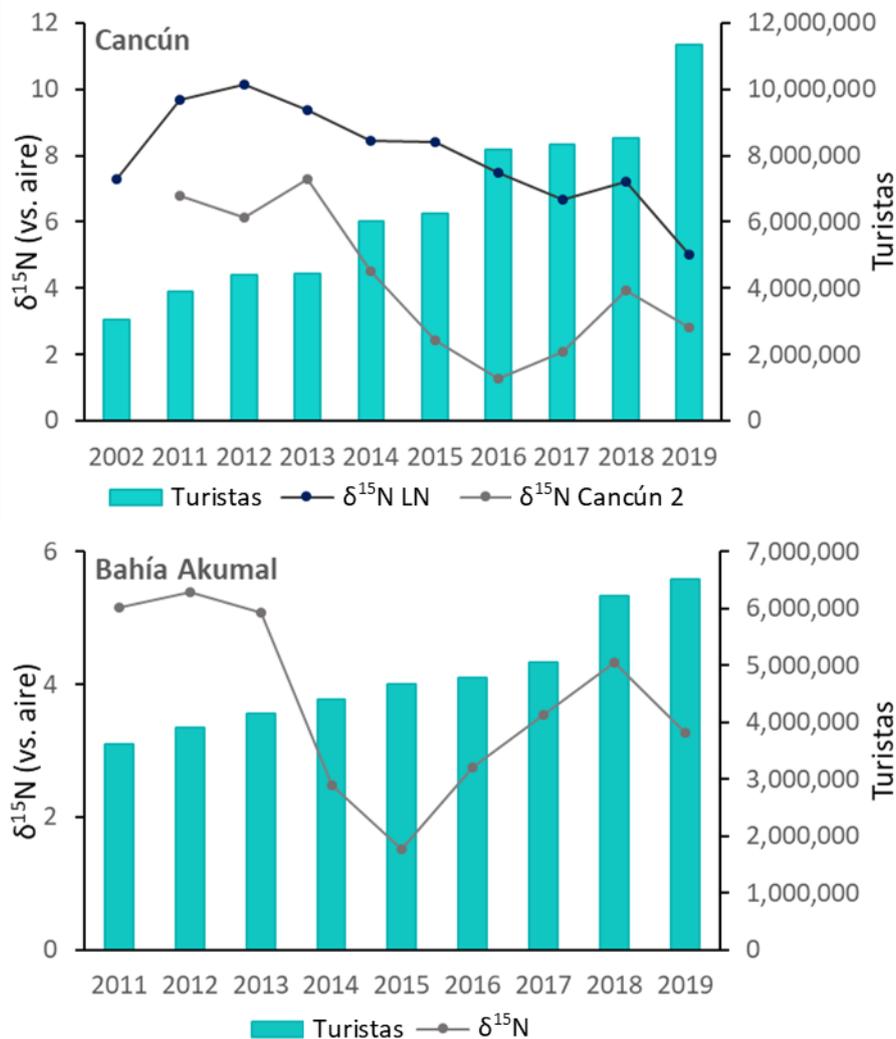


Figura 8. Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* y cantidad de turistas en 2002 y entre 2011 - 2019 para Cancún (panel superior) y Bahía Akumal (panel inferior). Para Laguna Nichupté (LN) se promedió los valores de los 4 sitios muestreados. La cantidad de turistas en Bahía Akumal corresponden al registro de visitantes de Riviera Maya. (Carruthers *et al.*, 2005; INEGI, 2015, 2019, 2021a; SEDETUR, 2020).

10.2. Composición isotópica de nitrógeno en *Sargassum* spp.

El transporte del sargazo pelágico a través de diferentes áreas y rutas por el Océano Atlántico tropical, expusieron a estas macroalgas a diversas fuentes de nutrientes que pudieron afectar su composición isotópica de nitrógeno (Vázquez-Delfín *et al.*, 2021; Lapointe *et al.*, 2021). Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en *Sargassum* spp. obtenidos en el año 2019 en este estudio, se encontraron dentro del intervalo de valores reportados para estas macroalgas en las playas del CM durante los años 2015 y 2018 (van Tussenbroek *et al.*, 2017; Cabanillas-Terán *et al.*, 2019; Martínez-Rodríguez, 2020; Pérez-Gómez *et al.*, 2020; Vázquez-Delfín *et al.*, 2021). Además fueron similares a los valores del $\delta^{15}\text{N}$ registrados en otras regiones del Mar Caribe, en la pluma del Río Amazonas sobre el Atlántico

occidental y en el Atlántico ecuatorial (Baker *et al.*, 2018; Lapointe *et al.*, 2021) (Tabla VI).

Tabla VI. Composición isotópica de nitrógeno (promedio \pm error estándar) en *Sargassum* spp. recolectado en playas del Caribe mexicano y en otras regiones del Océano Atlántico. *desviación estándar.

Localidad	Periodo	$\delta^{15}\text{N}$ (‰ vs. aire)	Referencia
Caribe mexicano			
Cancún- Playa Delfines	Septiembre- 2018	$-0.3 \pm 0.2^*$	Vázquez-Delfín <i>et al.</i> , 2021
Cancún- Playa Coral	Septiembre- 2018	$-0.6 \pm 0.1^*$	Vázquez-Delfín <i>et al.</i> , 2021
Cancún- Frente a la ciudad	Junio- 2019	-0.2	Este estudio
Puerto Morelos	Junio- 2015	$2.0 \pm 1.2^*$	van Tussenbroek <i>et al.</i> , 2017
Puerto Morelos	Febrero- 2018	-0.6 ± 0.4	Pérez-Gómez <i>et al.</i> , 2020
	Mayo- 2018	-1.0 ± 0.1	
Puerto Morelos	Septiembre- 2018	$-0.5 \pm 0.1^*$	Vázquez-Delfín <i>et al.</i> , 2021
Puerto Morelos	Junio- 2018 a mayo- 2019	$-0.4 \pm 0.8^*$	Martínez, 2020
		$-1.0 \pm 0.7^*$	
		$-0.2 \pm 0.8^*$	
Playa del Carmen	Septiembre- 2018	$0.1 \pm 0.2^*$	Vázquez-Delfín <i>et al.</i> , 2021
Akumal- Playa Blanca	Septiembre- 2018	$-0.2 \pm 0.1^*$	Vázquez-Delfín <i>et al.</i> , 2021
Tulum	Septiembre- 2018	$0.2 \pm 0.2^*$	Vázquez-Delfín <i>et al.</i> , 2021
Mahahual	Julio/Agosto- 2015	$-0.5 \pm 0.3^*$	Cabanillas-Terán <i>et al.</i> , 2019
		$-1.6 \pm 0.7^*$	
Mahahual	Junio- 2019	-0.8 ± 0.4	Este estudio
Mahahual	Noviembre- 2019	-1.2	Este estudio
Xahuayxol	Julio/Agosto- 2015	$-1.7 \pm 0.4^*$	Cabanillas-Terán <i>et al.</i> , 2019
		$-1.5 \pm 0.4^*$	
Xahuayxol	Junio- 2019	0.03	Este estudio
Xahuayxol	Noviembre- 2019	-1.1	Este estudio
Xcalak	Julio/Agosto- 2015	$-2.5 \pm 0.5^*$	Cabanillas-Terán <i>et al.</i> , 2019
		$-1.6 \pm 0.6^*$	
Otras regiones del Océano Atlántico			
Caribe Oriental- Barbados, Saba y St. Thomas	Década 2010	-0.2 ± 0.2	Lapointe <i>et al.</i> , 2021
Caribe Occidental- Belice y Jamaica	Década 2010	-0.2 ± 0.3	Lapointe <i>et al.</i> , 2021

Pluma del Río Amazonas	Década 2010	0.9 ± 0.8	Lapointe <i>et al.</i> , 2021
Atlántico Ecuatorial	Diciembre- 2014 a enero- 2015	0.5	Baker <i>et al.</i> , 2018

Los bajos valores de isótopos estables de nitrógeno registrados en *Sargassum* spp. en este y otros estudios, estarían indicando que su composición isotópica está enriquecida en ^{14}N . Por lo tanto, la fuente de N que estaría sustentando el crecimiento del sargazo pelágico puede provenir de la fijación de nitrógeno atmosférico (Vázquez-Delfín *et al.*, 2021; Lapointe *et al.*, 2021). El *Sargassum* spp. se encuentra asociado a cianobacterias epífitas del género *Dichothrix* y *Calothrix* que pueden fijar N_2 , dando como resultado valores de $\delta^{15}\text{N}$ cercanos a 0 ‰ (Carpenter, 1972; Philips *et al.*, 1986; Lapointe *et al.*, 2021). A lo largo del Atlántico, en zonas neríticas, otras fuentes de nitrógeno enriquecidas en ^{14}N , pueden sustentar la biomasa de *Sargassum* spp. como la deposición atmosférica húmeda (valores de NH_3^+ NH_4^+ $\delta^{15}\text{N}$ en agua de lluvia de -14.3 a 2.6 ‰ en Twin y Carrie Bow Cays, Belice) (Fogel *et al.*, 2008) y el aporte de fertilizantes sintéticos ($\delta^{15}\text{N}$ entre -2 a 2 ‰) (Bateman & Kelly, 2007). Por otro lado, los valores de $\delta^{15}\text{N} > 3$ ‰ en macroalgas como *Sargassum* spp. son indicativos de fuentes de nitrógeno derivadas de descargas de aguas residuales urbanizadas (Montoya, 2008; Lapointe *et al.*, 2021). La composición isotópica de nitrógeno en *Sargassum* spp. a lo largo de la zona costera del CM registrada en este y otros trabajos ($\delta^{15}\text{N}$ entre -2.5 y 2.0 ‰ aprox.) no superó este umbral de valores enriquecidos en ^{15}N . Por lo tanto, el aporte de aguas residuales en la zona costera de Quintana Roo no constituiría una fuente de nitrógeno que soporte y mantenga el crecimiento de estas macroalgas en las aguas neríticas del CM. Por último, los bajos valores de isótopos estables de nitrógeno registrados en *Sargassum* spp. durante el periodo 2015-2019, sustentan la hipótesis propuesta en este trabajo. De este modo, teniendo en cuenta estos valores y que el proceso de mineralización solo causa un pequeño fraccionamiento isotópico (± 1 ‰) (Kendall *et al.*, 2007), la descomposición y remineralización del sargazo pelágico que arriba a las playas de forma masiva y recurrente puede aportar especies nitrogenadas, como el amonio, enriquecidas en ^{14}N , que repercuten en procesos biogeoquímicos del ambiente costero, influyendo la composición isotópica de nitrógeno en *T. testudinum*.

11. Conclusiones

La composición isotópica de nitrógeno en *Thalassia testudinum* reveló cambios significativos en el periodo de 2009 a 2019. A partir de la presencia de las arribazones masivas de *Sargassum* spp. desde mediados de 2014, *T. testudinum* estaría asimilando ^{14}N aportado por la descomposición de estas macroalgas en la zona costera.

Las disminuciones en los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* se acentuaron en Cancún y Bahía Akumal que previamente registraron valores de enriquecimiento en ^{15}N derivado del aporte de aguas residuales. En estas localidades, el aporte de NH_4^+ enriquecido en ^{14}N originado de los lixiviados del *Sargassum* spp. estaría siendo preferentemente asimilado por *T. testudinum* con respecto al ^{15}N derivado de las aguas residuales. En el sur de Quintana Roo, las fuentes de aporte de nitrógeno son muy similares, por lo que, el $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* no discriminó entre estas fuentes.

El enriquecimiento en ^{14}N registrado en *T. testudinum* estaría reflejando la contribución de nitrógeno al medio marino derivado de los procesos de descomposición de las arribazones masivas y recurrentes de *Sargassum* spp., lo cual representa un estrés adicional a estos sistemas naturalmente oligotróficos que sustentan una gran diversidad biológica, incluyendo el Sistema Arrecifal Mesoamericano. Por lo tanto, es necesario llevar adelante políticas de manejo efectivas para impedir que las arribazones masivas de sargazo pelágico arriben y/o se degraden en la franja costera a fin de conservar la biodiversidad de las playas y el valor turístico del Caribe mexicano.

12. Referencias

- Alongi D.M. & McKinnon A.D. 2005. The cycling and fate of terrestrially-derived sediments and nutrients in the coastal zone of the Great Barrier Reef shelf. *Mar. Pollut. Bull.*, 51 (1–4): 239–252. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.033>
- Anguas-Cabrera D., Ortiz-Hernández M.C., Camacho-Cruz K. & Sánchez-González A. 2020. Incremento de nitrógeno en *Thalassia testudinum* por el aporte de nitrógeno disuelto inorgánico de aguas residuales durante precipitaciones extraordinarias. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 36 (1): 209–214. <https://doi.org/10.20937/RICA.2020.53392>
- Anguas-Cabrera D.N. 2019. Variabilidad espacial y temporal en $\delta^{15}\text{N}$ de *Thalassia testudinum* en el Caribe mexicano: indicador de impacto antropogénico. Tesis doctorado, Centro Interdisciplinario de Ciencias del Mar - Instituto Politécnico Nacional.
- Aranda-Cirerol N., Comín F. & Herrera-Silveira J. 2011. Nitrogen and phosphorus budgets for the Yucatán littoral: An approach for groundwater management. *Environ. Monit. Assess.*, 172 (1–4): 493–505. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1349-z>
- Aravena R., Evans M.L. & Cherry J.A. 1993. Stable Isotopes of Oxygen and Nitrogen in Source Identification of Nitrate from Septic Systems. *Groundwater*, 31 (2): 180–186. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1993.tb01809.x>
- Arellano-Verdejo J., Lazcano-Hernandez H.E. & Cabanillas-Terán N. 2019. ERISNet: deep neural network for *Sargassum* detection along the coastline of the Mexican Caribbean. *PeerJ*, 7: e6842. <https://doi.org/10.7717/peerj.6842>
- Arias-González J.E., Fung T., Seymour R.M., Garza-Pérez J.R., Acosta-González G., Bozec Y.-M. & Johnson C.R. 2017. A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLOS ONE*, 12 (4): e0174855. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174855>
- Baker D.M., Jordán-Dahlgren E., Maldonado M.A. & Harvell C.D. 2010. Sea fan corals provide a stable isotope baseline for assessing sewage pollution in the Mexican Caribbean. *Limnol. Oceanogr.*, 55 (5): 2139–2149. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.5.2139>
- Baker D.M., Rodríguez-Martínez R.E. & Fogel M.L. 2013. Tourism's nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. *Coral Reefs*, 32 (3): 691–699. <https://doi.org/10.1007/s00338-013-1040-2>
- Baker P., Minzlaff U., Schoenle A., Schwabe E., Hohlfeld M., Jeuck A., Brenke N., Prausse D., Rothenbeck M., Brix S., Frutos I., Jörgen K.M., Neusser T.P., Koppelman R., Devey C., Brandt A. & Arndt H. 2018. Potential contribution of surface-dwelling *Sargassum* algae to deep-sea ecosystems in the southern North Atlantic. *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.*, 148: 21–34. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.10.002>

- Bateman A.S. & Kelly S.D. 2007. Fertilizer nitrogen isotope signatures. *Isotopes Environ. Health Stud.*, 43 (3): 237–247. <https://doi.org/10.1080/10256010701550732>
- Bauer-Gottwein P., Gondwe B.R.N., Charvet G., Marín L.E., Rebolledo-Vieyra M. & Merediz-Alonso G. 2011. Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeol. J.*, 19 (3): 507–524. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0699-5>
- Beddows P.A., Smart P.L., Whitaker F.F. & Smith S.L. 2002. Density stratified groundwater circulation on the Caribbean Coast of Yucatan peninsula, Mexico. *En: Martin J.B., Wicks C.M. & Sasowsky I.D. (eds) Karst Waters Inst. Spec. Publ. 7 Hydrogeol. Biol. Post-Paleozoic Carbonate Aquifers: 129–134.*
- Bergamino L., Tudurí A., Bueno C., Brugnoli E., Valenzuela L., Martínez A., Pérez Becoña L., Scarabino F. & García Rodríguez F. 2017. Aplicación de isótopos estables como indicadores de flujos de energía en ambientes costeros de Uruguay. *INNOTEC*, 13. <https://doi.org/10.26461/13.01>
- Bokuniewicz H. & Pavlik B. 1990. Groundwater seepage along a Barrier Island. *Biogeochemistry*, 10 (3): 257–276. <https://doi.org/10.1007/BF00003147>
- Bryant D., World Resources Inst. W., Burke L., McManus J. & Spalding M. 1998. Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's coral reefs. Washington, DC (USA) WRI/ICLARM/WCMC/UNEP.
- Butler J.N., Morris B.F., Cadwallader J. & Stoner A.W. 1983. Studies of Sargassum and the Sargassum Community. *Bermuda Biol. Stn. Res. Spec. Publ.*, 22: 307.
- Cabanillas-Terán N., Hernández-Arana H.A., Ruiz-Zárata M.-Á., Vega-Zepeda A. & Sánchez-González A. 2019. *Sargassum* blooms in the Caribbean alter the trophic structure of the sea urchin *Diadema antillarum*. *PeerJ*, 7: e7589. <https://doi.org/10.7717/peerj.7589>
- Camacho-Cruz K.A., Ortiz-Hernández M.C., Sánchez A., Carrillo L. & De Jesús Navarrete A. 2020. Water quality in the eastern karst region of the Yucatan Peninsula: nutrients and stable nitrogen isotopes in turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 27 (14): 15967–15983. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04757-3>
- Carbajal-Pérez N. 2009. Hidrodinámica y transporte de contaminantes y sedimentos en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez, Cancún, Quintana Roo, México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. CQ063: Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., Ciudad de México, México.
- Carpenter E.J. 1972. Nitrogen Fixation by a Blue-Green Epiphyte on Pelagic *Sargassum*. *Science*, 178 (4066): 1207–1209. <https://doi.org/10.1126/science.178.4066.1207>
- Carrillo L., Palacios-Hernández E., Yescas M. & Ramírez-Manguilar A.M. 2009. Spatial and Seasonal Patterns of Salinity in a Large and Shallow Tropical Estuary of the Western

Caribbean. *Estuaries Coasts*, 32 (5): 906–916. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9196-2>

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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 64 (2): 191–199. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.01.015>

Chávez V., Uribe-Martínez A., Cuevas E., Rodríguez-Martínez R.E., van Tussenbroek B.I., Francisco V., Estévez M., Celis L.B., Monroy-Velázquez L.V., Leal-Bautista R., Álvarez-Filip L., García-Sánchez M., Masia L. & Silva R. 2020. Massive Influx of Pelagic *Sargassum* spp. on the Coasts of the Mexican Caribbean 2014–2020: Challenges and Opportunities. *Water*, 12 (10): 2908. <https://doi.org/10.3390/w12102908>

Colombini I. & Chelazzi L. 2003. Influence of marine allochthonous input on sandy beach communities. *En: Gibson R.N. & Atkinson R.J.A. (eds) Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. Vol. 41. First Edition: 115–159.* Taylor & Francis, London.

CONAGUA 2018. Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Diciembre 2018. Comisión Nacional del Agua, Ciudad de México, México.

CONAGUA 2020. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento edición 2020. Comisión Nacional del Agua, Ciudad de México, México.

CONAGUA 2021. Resúmenes Mensuales de Temperaturas y Lluvia. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias> [21 Oct. 2021].

Coronado C., Candela J., Iglesias-Prieto R., Sheinbaum J., López M. & Ocampo-Torres F.J. 2007. On the circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Coral Reefs*, 26 (1): 149–163. <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0175-9>

Cuevas E., Uribe-Martínez A. & Liceaga-Correa M. de los A. 2018. A satellite remote-sensing multi-index approach to discriminate pelagic *Sargassum* in the waters of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Int. J. Remote Sens.*, 39 (11): 3608–3627. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1447162>

DATATUR 2019. Datatur3 - ITxEF_QROO. https://www.datatur.sectur.gob.mx/ITxEF/ITxEF_QROO.aspx [19 Oct. 2021].

Dawson T.E. & Brooks P.D. 2001. Fundamentals of Stable Isotope Chemistry and Measurement. *En: Unkovich M., Pate J., McNeill A. & Gibbs D.J. (eds) Stable Isot. Tech. Study Biol. Process. Funct. Ecosyst.: 1–18.* Springer Netherlands, Dordrecht.

Evans R.D. 2001. Physiological mechanisms influencing plant nitrogen isotope composition. *Trends Plant Sci.*, 6 (3): 121–126. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(01\)01889-1](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(01)01889-1)

Fogel M.L., Wooller M.J., Cheeseman J., Smallwood B.J., Roberts Q., Romero I. & Meyers M.J. 2008. Unusually negative nitrogen isotopic compositions ($\delta^{15}\text{N}$) of mangroves and lichens in an oligotrophic, microbially-influenced ecosystem. *Biogeosciences*, 5 (6): 1693–1704. <https://doi.org/10.5194/bg-5-1693-2008>

Fourqurean J.W., Duarte C.M., Kennedy H., Marbà N., Holmer M., Mateo M.A., Apostolaki E.T., Kendrick G.A., Krause-Jensen D., McGlathery K.J. & Serrano O. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nat. Geosci.*, 5 (7): 505–509. <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>

Fourqurean J.W., Escorcía 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*, 28 (3): 447–461. <https://doi.org/10.1007/BF02693926>

Fourqurean J.W., Manuel S.A., Coates K.A., Kenworthy W.J. & Boyer J.N. 2015. Water quality, isoscapes and stoichioscapes of seagrasses indicate general P limitation and unique N cycling in shallow water benthos of Bermuda. *Biogeosciences*, 12 (20): 6235–6249. <https://doi.org/10.5194/bg-12-6235-2015>

Franks J.S., Johnson D.R. & Ko D.S. 2016. Pelagic *Sargassum* in the Tropical North Atlantic. *Gulf Caribb. Res.*, 27 (1). <https://doi.org/10.18785/gcr.2701.08>

Frazier J., Webster R., Linton T. & Hill B.N. 2013. The Use of Satellite Imagery in the Monitoring and Forecasting of *Sargassum* Seaweed in the Caribbean Phase II of the *Sargassum* Early Advisory System. *AGU Fall Meeting* San Francisco, California.

García-Sánchez M., Graham C., Vera E., Escalante-Mancera E., Álvarez-Filip L. & van Tussenbroek B.I. 2020. Temporal changes in the composition and biomass of beached pelagic *Sargassum* species in the Mexican Caribbean. *Aquat. Bot.*, 167: 103275. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103275>

Gil M.A., Renfro B., Figueroa-Zavala B., Penié I. & Dunton K.H. 2015. Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. *Mar. Biol.*, 162 (11): 2225–2233. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2748-z>

González-De Zayas R., Rossi S., Hernández-Fernández L., Velázquez-Ochoa R., Soares M., Merino-Ibarra M., Castillo-Sandoval F.S. & Soto-Jiménez M.F. 2020. Stable isotopes used to assess pollution impacts on coastal and marine ecosystems of Cuba and México. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 39: 101413. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101413>

González-Leija M., Mariño-Tapia I., Silva R., Enriquez C., Mendoza E., Escalante-Mancera E., Ruíz-Rentería F. & Uc-Sánchez E. 2013. Morphodynamic Evolution and Sediment Transport Processes of Cancun Beach. *J. Coast. Res.*, 290: 1146–1157. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00110.1>

Gower J., Hu C., Borstad G. & King S. 2006. Ocean Color Satellites Show Extensive Lines of Floating *Sargassum* in the Gulf of Mexico. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, 44 (12): 3619–3625. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.882258>

Gower J., Young E. & King S. 2013. Satellite images suggest a new *Sargassum* source region in 2011. *Remote Sens. Lett.*, 4 (8): 764–773. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2013.796433>

Guimaraes M., Zúñiga-Ríos A., Cruz-Ramírez C.J., Chávez V., Odériz I., van Tussenbroek B.I. & Silva R. 2021. The Conservational State of Coastal Ecosystems on the Mexican Caribbean Coast: Environmental Guidelines for Their Management. *Sustainability*, 13 (5): 2738. <https://doi.org/10.3390/su13052738>

Hernández-Terrones L., Rebolledo-Vieyra M., Merino-Ibarra M., Soto M., Le-Cossec A. & Monroy-Ríos E. 2011. Groundwater Pollution in a Karstic Region (NE Yucatan): Baseline Nutrient Content and Flux to Coastal Ecosystems. *Water. Air. Soil Pollut.*, 218 (1): 517–528. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0664-x>

Hernández-Terrones L.M., Null K.A., Ortega-Camacho D. & Paytan A. 2015. Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Cont. Shelf Res.*, 102: 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.04.015>

Herrera-Silveira J.A. 2006. Lagunas Costeras de Yucatan (SE, México) Investigación, Diagnóstico y Manejo. *ECOTROPICOS*, 19 (2): 94–108.

Herrera-Silveira J.A., Comin F.A. & Capurro-Filigrasso L. 2013. Landscape, land-use, and management in the Coastal Zone of Yucatán Peninsula. *En: Day J.W., Yáñez-Arancibia A., Vásquez H.A., Arzapalo W.W., Baltz D.M. & Banda A. (eds) Gulf Mex. Orig. Waters Biota Vol. 4 Ecosyst.-Based Manag.*: 225–242. Texas A&M University Press, College Station.

INEGI 2015. Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.

INEGI 2019. Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2019. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.

INEGI 2021a. Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2020. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.

INEGI 2021b. Censo Población y Vivienda 2020. https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/default.html#Datos_abiertos [21 Oct. 2021].

Johns E.M., Lumpkin R., Putman N.F., Smith R.H., Muller-Karger F.E., T. Rueda-Roa D., Hu C., Wang M., Brooks M.T., Gramer L.J. & Werner F.E. 2020. The establishment of a pelagic *Sargassum* population in the tropical Atlantic: Biological consequences of a

basin-scale long distance dispersal event. *Prog. Oceanogr.*, 182: 102269. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102269>

Kendall C. 1998. Tracing Nitrogen Sources and Cycling in Catchments. *En: Kendall C. & McDonnell J.J. (eds) Isot. Tracers Catchment Hydrol. First edition: 519–576.* Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Kendall C., Elliott E.M. & Wankel S.D. 2007. Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems. *En: Michener R. & Lajtha K. (eds) Stable Isot. Ecol. Environ. Sci. 2nd ed.: 375–449.* Blackwell Publishing Ltd, Malden, MA, USA.

Lapointe B.E. 1995. A comparison of nutrient-limited productivity in *Sargassum natans* from neritic vs. oceanic waters of the western North Atlantic Ocean. *Limnol. Oceanogr.*, 40 (3): 625–633. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.3.0625>

Lapointe B.E. 1997. Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnol. Oceanogr.*, 42 (5part2): 1119–1131. https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1119

Lapointe B.E., Barile P.J., Littler M.M. & Littler D.S. 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs: II. Cross-shelf discrimination of nitrogen sources indicates widespread assimilation of sewage nitrogen. *Harmful Algae*, 4 (6): 1106–1122. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2005.06.002>

Lapointe B.E., Brewton R.A., Herren L.W., Wang M., Hu C., McGillicuddy D.J., Lindell S., Hernandez F.J. & Morton P.L. 2021. Nutrient content and stoichiometry of pelagic *Sargassum* reflects increasing nitrogen availability in the Atlantic Basin. *Nat. Commun.*, 12 (1): 3060. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23135-7>

Lapointe B.E., West L.E., Sutton T.T. & Hu C. 2014. Ryther revisited: nutrient excretions by fishes enhance productivity of pelagic *Sargassum* in the western North Atlantic Ocean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 458: 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.05.002>

Lee K.-S. & Dunton K.H. 1999. Inorganic nitrogen acquisition in the seagrass *Thalassia testudinum*: Development of a whole-plant nitrogen budget. *Limnol. Oceanogr.*, 44 (5): 1204–1215. <https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.5.1204>

Lepoint G., Dauby P. & Gobert S. 2004. Applications of C and N stable isotopes to ecological and environmental studies in seagrass ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.*, 49 (11–12): 887–891. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.07.005>

Martínez-Rodríguez L.I. 2020. Composición de isótopos estables de carbono y nitrógeno en especies pelágicas de sargazo. Tesis de maestría, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.

- McClelland J.W. & Valiela I. 1998. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. *Limnol. Oceanogr.*, 43 (4): 577–585. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.4.0577>
- 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. *Limnol. Oceanogr.*, 42 (5): 930–937. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5.0930>
- McGlathery K.J. 2008. Seagrass Habitats. *En: Capone D.G., Bronk D.A., Mulholland M.R. & Carpenter E.J. (eds) Nitrogen Mar. Environ. 2nd Edition: 1066–1071.* Academic Press, Burlington, MA, USA.
- Merino M., Czitrom S., Jordán E., Martín E., Thomé P. & Moreno O. 1990. Hydrology and rain flushing of the Nichupté Lagoon System, Cancún, México. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 30 (3): 223–237. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(90\)90049-W](https://doi.org/10.1016/0272-7714(90)90049-W)
- Metcalfe C.D., Beddows P.A., Bouchot G.G., Metcalfe T.L., Li H. & Van Lavieren H. 2011. Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environ. Pollut.*, 159 (4): 991–997. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.031>
- Molina-Hernández A.L. & van Tussenbroek B.I. 2014. Patch dynamics and species shifts in seagrass communities under moderate and high grazing pressure by green sea turtles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 517: 143–157. <https://doi.org/10.3354/meps11068>
- Montoya J.P. 2008. Nitrogen stable isotopes in marine environments. *En: Capone D.G., Bronk D.A., Mulholland M.R. & Carpenter E.J. (eds) Nitrogen Mar. Environ. 2nd Edition: 1277–1302.* Academic Press, Burlington, MA, USA.
- Mutchler T., Dunton K.H., Townsend-Small A., Fredriksen S. & Rasser M.K. 2007. Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 74 (3): 449–457. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.04.005>
- Mutchler T., Mooney R.F., Wallace S., Podsim L., Fredriksen S. & Dunton K.H. 2010. Origins and Fate of Inorganic Nitrogen from Land to Coastal Ocean on the Yucatan Peninsula, Mexico. *En: Kennish M.J. & Paerl H.W. (eds) Coast. Lagoons Crit. Habitats Environ. Change: 283–305.* CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Nagelkerken I., van der Velde G., Gorissen M.W., Meijer G.J., Van't Hof T. & den Hartog C. 2000. Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 51 (1): 31–44. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0617>
- Nixon S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41 (1): 199–219. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>

- Null K.A., Knee K.L., Crook E.D., de Sieyes N.R., Rebolledo-Vieyra M., Hernández-Terrones L. & Paytan A. 2014. Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Cont. Shelf Res.*, 77: 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2014.01.011>
- Paerl H.W., Fogel M.L. & Bates P.W. 1993. Atmospheric nitrogen deposition in coastal waters: implications for marine primary production and C flux. *En: Guerrero R. & Pedrós Alió C. (eds) Trends Microb. Ecol.:* 459–464. Spanish Society of Microbiology, Barcelona.
- Pendleton L., Krowicki F., Strosser P. & Hallett-Murdoch J. 2014. Assessing the Value of Marine and Coastal Ecosystem Services in the Sargasso Sea. *En: A Report Prepared for the Sargasso Sea Alliance: Duke Environmental and Energy Economics Working Paper Series (Working Paper EE 14-05).*
- Pérez-Gómez J.A., García-Mendoza E., Olivos-Ortiz A., Paytan A., Rebolledo-Vieyra M., Delgado-Pech B. & Almazán-Becerril A. 2020. Indicators of nutrient enrichment in coastal ecosystems of the northern Mexican Caribbean. *Ecol. Indic.*, 118: 106756. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106756>
- Perry E., Velazquez-Oliman G. & Marin L. 2002. The Hydrogeochemistry of the Karst Aquifer System of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Int. Geol. Rev.*, 44 (3): 191–221. <https://doi.org/10.2747/0020-6814.44.3.191>
- Phlips E.J., Willis M. & Verchick A. 1986. Aspects of nitrogen fixation in *Sargassum* communities off the coast of Florida. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 102 (2–3): 99–119. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(86\)90170-X](https://doi.org/10.1016/0022-0981(86)90170-X)
- R Core Team 2020. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rapaglia J., Di Sipio E., Bokuniewicz H., Maria Zuppi G., Zaggia L., Galgaro A. & Beck A. 2010. Groundwater connections under a barrier beach: A case study in the Venice Lagoon. *Cont. Shelf Res.*, 30 (2): 119–126. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2009.10.001>
- Rey-Villiers N., Sánchez A. & González-Díaz P. 2021. Stable nitrogen isotopes in octocorals as an indicator of water quality decline from the northwestern region of Cuba. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 28 (15): 18457–18470. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09956-x>
- Rioja-Nieto R. & Álvarez-Filip L. 2019. Coral reef systems of the Mexican Caribbean: Status, recent trends and conservation. *Mar. Pollut. Bull.*, 140: 616–625. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.005>
- Rioja-Nieto R., Garza-Pérez R., Álvarez-Filip L., Ismael M.-T. & Cecilia E. 2019. The Mexican Caribbean: From Xcalak to Holbox. *En: World Seas Environ. Eval. Second Edition:* 637–653. Academic Press, Cambridge, MA, USA.

Robledo D., Vázquez-Delfín E., Freile-Pelegrín Y., Vázquez-Elizondo R.M., Qui-Minet Z.N. & Salazar-Garibay A. 2021. Challenges and Opportunities in Relation to *Sargassum* Events Along the Caribbean Sea. *Front. Mar. Sci.*, 8: 699664. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.699664>

Rodríguez-Martínez R.E., Medina-Valmaseda A.E., Blanchon P., Monroy-Velázquez L.V., Almazán-Becerril A., Delgado-Pech B., Vázquez-Yeomans L., Francisco V. & García-Rivas M.C. 2019. Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic *Sargassum*. *Mar. Pollut. Bull.*, 146: 201–205. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.015>

Rodríguez-Martínez R.E., Ruíz-Rentería F., Tussenbroek B. van, Barba-Santos G., Escalante-Mancera E., Jordán-Garza G. & Jordán-Dahlgren E. 2010. Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 58: 23–43.

Rodríguez-Martínez R.E. & van Tussenbroek B.I. 2016. Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe Mexicano. *En: García-Mendoza E., Quijano-Scheggia S.I., Olivos-Ortiz A. & Núñez-Vázquez E.J. (eds) Florecimientos Algales Nocivos En México. First Edition: 352–365. Ensenada, CICESE.*

Rodríguez-Muñoz R., Muñoz-Castillo A.I., Euán-Avila J.I., Hernández-Núñez H., Valdés-Lozano D.S., Collí-Dulá R.C. & Arias-González J.E. 2021. Assessing temporal dynamics on pelagic *Sargassum* influx and its relationship with water quality parameters in the Mexican Caribbean. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 48: 102005. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102005>

Romero-Sierra P., Rivas D., Almazán-Becerril A. & Hernández-Terrones L. 2018. Hydrochemistry and hydrodynamics of a Mexican Caribbean Lagoon: Nichupté Lagoon System. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 215: 185–198. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.012>

Rosiles-González G., Ávila-Torres G., Moreno-Valenzuela O.A., Acosta-González G., Leal-Bautista R.M., Grimaldo-Hernández C.D., Brown J.K., Chaidez-Quiroz C., Betancourt W.Q., Gerba C.P. & Hernández-Zepeda C. 2017. Occurrence of Pepper Mild Mottle Virus (PMMoV) in Groundwater from a Karst Aquifer System in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Food Environ. Virol.*, 9 (4): 487–497. <https://doi.org/10.1007/s12560-017-9309-1>

Sánchez A., Anguas-Cabrera D., Camacho-Cruz K., Ortiz-Hernández M.C. & Aguíñiga-García S. 2020. Spatial and temporal variation of the $\delta^{15}\text{N}$ in *Thalassia testudinum* in the Mexican Caribbean (2009–2017). *Mar. Freshw. Res.*, 71 (8): 905–912. <https://doi.org/10.1071/MF19105>

Sánchez A., Ortiz-Hernández M.C., Talavera-Sáenz A. & Aguíñiga-García S. 2013. Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean:

Implications of anthropogenic development. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 135: 86–93. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.01.021>

SEDETUR 2019. Quintana Roo, primer lugar turístico de playa en México y América Latina | qroo.gob.mx. <https://qroo.gob.mx/sedetur/quintana-roo-primer-lugar-turistico-de-playa-en-mexico-y-america-latina> [20 Oct. 2021].

SEDETUR 2020. Indicadores Turísticos | qroo.gob.mx. <https://qroo.gob.mx/sedetur/indicadores-turisticos> [21 Dic. 2020].

SEMA 2018. Atención integral del arribo de sargazo con barreras de contención como parte de la estrategia planeada por el Gobernador Carlos Joaquín | qroo.gob.mx. <https://qroo.gob.mx/sargazo/atencion-integral-del-arribo-de-sargazo-con-barreras-de-contencion-como-parte-de-la> [25 Oct. 2021].

SEMAR 2019. Se informa la situación actual de las acciones implementadas para atender el fenómeno del sargazo en la Costa de Quintana Roo. <http://www.gob.mx/semar/prensa/comunicado-de-prensa-no-094-19?idiom=es> [25 Oct. 2021].

Sherwood O.A., Lapointe B.E., Risk M.J. & Jamieson R.E. 2010. Nitrogen Isotopic Records of Terrestrial Pollution Encoded in Floridian and Bahamian Gorgonian Corals. *Environ. Sci. Technol.*, 44 (3): 874–880. <https://doi.org/10.1021/es9018404>

Short F.T. & Wyllie-Echeverria S. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environ. Conserv.*, 23 (1): 17–27.

Smetacek V. & Zingone A. 2013. Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504 (7478): 84–88. <https://doi.org/10.1038/nature12860>

Smit A.J. 2001. Source Identification in Marine Ecosystems. *En: Unkovich M., Pate J., McNeill A. & Gibbs D.J. (eds) Stable Isot. Tech. Study Biol. Process. Funct. Ecosyst.*: 219–245. Springer Netherlands, Dordrecht.

Spalding M., Burke L., Wood S.A., Ashpole J., Hutchison J. & zu Ermgassen P. 2017. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Mar. Policy*, 82: 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.014>

Stoner A.W. 1983. Pelagic *Sargassum*: Evidence for a major decrease in biomass. *Deep Sea Res. Part Oceanogr. Res. Pap.*, 30 (4): 469–474. [https://doi.org/10.1016/0198-0149\(83\)90079-1](https://doi.org/10.1016/0198-0149(83)90079-1)

Trinanes J., Putman N.F., Goni G., Hu C. & Wang M. 2021. Monitoring pelagic *Sargassum* inundation potential for coastal communities. *J. Oper. Oceanogr.*: 1–12. <https://doi.org/10.1080/1755876X.2021.1902682>

- van Tussenbroek B.I. 1995. *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Mar. Biol.*, 122 (1): 33–40. <https://doi.org/10.1007/BF00349275>
- van Tussenbroek B.I. 2011. Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons. *Hidrobiológica*, 21 (3): 293–310.
- van Tussenbroek B.I., Hernández-Arana H.A., Rodríguez-Martínez R.E., Espinoza-Avalos J., Canizales-Flores H.M., González-Godoy C.E., Barba-Santos M.G., Vega-Zepeda A. & Collado-Vides L. 2017. Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Mar. Pollut. Bull.*, 122 (1): 272–281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.057>
- van Tussenbroek B.I. van, Vonk J.A., Stapel J., Erftemeijer P.L.A., Middelburg J.J. & Zieman J.C. 2006. The Biology of *Thalassia*: Paradigms and Recent Advances in Research. In: Larkum A.W.D., Orth R.J. & Duarte C.M. (eds) *Seagrasses Biol. Ecol. Conserv.*: 409–439. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Vásquez-Elizondo R.M. & Vázquez-Delfín E. 2021. Muerte y destrucción del sargazo: escenarios naturales de degradación. *Av. Perspect.*, Volumen 6-Número 4.
- Vázquez-Delfín E., Freile-Pelegrín Y., Salazar-Garibay A., Serviere-Zaragoza E., Méndez-Rodríguez L.C. & Robledo D. 2021. Species composition and chemical characterization of *Sargassum* influx at six different locations along the Mexican Caribbean coast. *Sci. Total Environ.*, 795: 148852. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148852>
- Viana I.G., Saavedra-Hortúa D.A., Mtolera M. & Teichberg M. 2019. Different strategies of nitrogen acquisition in two tropical seagrasses under nitrogen enrichment. *New Phytol.*, 223 (3): 1217–1229. <https://doi.org/10.1111/nph.15885>
- Walton M.E.M., Al-Maslamani I., Haddaway N., Kennedy H., Castillo A., Al-Ansari E.S., Al-Shaikh I., Abdel-Moati M., Al-Yafei M.A.A. & Le Vay L. 2016. Extreme ¹⁵N Depletion in Seagrasses. *Estuaries Coasts*, 39 (6): 1709–1723. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0103-3>
- Wang M. & Hu C. 2016. Mapping and quantifying *Sargassum* distribution and coverage in the Central West Atlantic using MODIS observations. *Remote Sens. Environ.*, 183: 350–367. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.019>
- Wang M., Hu C., Barnes B.B., Mitchum G., Lapointe B. & Montoya J.P. 2019. The great Atlantic *Sargassum* belt. *Science*, 365 (6448): 83–87. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7912>
- Waycott M., Duarte C.M., Carruthers T.J.B., Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Heck K.L., Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Short F.T. & Williams S.L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe

threatens coastal ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 106 (30): 12377–12381.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>

Worthington S.H., Ford D.C. & Beddows P.A. 2001. Porosity and permeability enhancement in unconfined carbonate aquifers as a result of dissolution. *SPELEO Brazil 2001- 13th International Congress of Speleology* Brasilia, Brazil.

13. Anexos

Anexo 1: Valor p de la prueba de comparación múltiple Student-Newman-Keuls para los sitios de Cancún (Cancún 2, 3, 4 y 5) y Bahía Akumal. Resultados significativos se muestran en negrita ($p < 0.05$).

	Cancún 2	Cancún 3	Cancún 4	Cancún 5	Bahía Akumal
2011 - 2012	0.612	0.366	0.955	0.997	0.806
2011 - 2013	0.669	0.803	0.978	0.996	0.922
2011 - 2014	0.191	0.709	0.309	0.981	0.056
2011 - 2015	0.024	0.645	0.404	0.163	0.004
2011 - 2016	0.006	0.648	0.032	0.070	0.089
2011 - 2017	0.018	0.062	0.037	0.209	0.265
2011 - 2018	0.132	0.062	0.629	0.054	0.609
2011 - 2019	0.034	0.193	0.001	0.002	0.220
2012 - 2013	0.616	0.270	0.996	0.886	0.936
2012 - 2014	0.208	0.186	0.220	0.962	0.038
2012 - 2015	0.050	0.191	0.332	0.311	0.002
2012 - 2016	0.013	0.281	0.028	0.118	0.065
2012 - 2017	0.040	0.006	0.030	0.529	0.240
2012 - 2018	0.199	0.006	0.394	0.080	0.628
2012 - 2019	0.063	0.023	0.001	0.003	0.182
2013 - 2014	0.146	0.678	0.393	0.980	0.054
2013 - 2015	0.013	0.660	0.474	0.315	0.004
2013 - 2016	0.003	0.756	0.037	0.114	0.082
2013 - 2017	0.009	0.047	0.045	0.562	0.199
2013 - 2018	0.085	0.048	0.774	0.074	0.396
2013 - 2019	0.019	0.163	0.001	0.003	0.187
2014 - 2015	0.345	0.866	0.993	0.247	0.283
2014 - 2016	0.132	0.816	0.333	0.098	0.753
2014 - 2017	0.312	0.185	0.299	0.398	0.630
2014 - 2018	0.629	0.142	0.400	0.069	0.242
2014 - 2019	0.362	0.240	0.019	0.003	0.641
2015 - 2016	0.617	0.666	0.221	0.471	0.348
2015 - 2017	0.791	0.193	0.144	0.549	0.169
2015 - 2018	0.455	0.171	0.665	0.543	0.030
2015 - 2019	0.756	0.369	0.012	0.055	0.207
2016 - 2017	0.505	0.117	0.840	0.388	0.653
2016 - 2018	0.234	0.111	0.112	0.741	0.298
2016 - 2019	0.596	0.295	0.093	0.131	0.560
2017 - 2018	0.462	0.903	0.114	0.360	0.377
2017 - 2019	0.830	0.645	0.147	0.024	0.768

2018 - 2019	0.376	0.445	0.004	0.105	0.466
-------------	-------	-------	--------------	-------	-------

Anexo 2: Valor p de la prueba de comparación múltiple Student-Newman-Keuls para los sitios de Mahahual (Mahahual 2, 3 y 4). Resultados significativos se muestran en negrita ($p < 0.05$).

	Mahahual 2	Mahahual 3	Mahahual 4
2009 - 2010	0.013	0.155	0.199
2009 - 2011	0.679	0.987	0.864
2009 - 2012	0.138	0.945	0.801
2009 - 2013	0.466	0.988	0.769
2009 - 2014	0.403	0.974	0.821
2009 - 2015	0.669	0.949	0.810
2009 - 2016	0.777	0.908	0.733
2009 - 2017	0.476	0.756	0.844
2009 - 2018	0.522	0.988	0.612
2009 - 2019	0.633	0.321	0.690
2010 - 2011	0.047	0.128	0.172
2010 - 2012	0.215	0.090	0.226
2010 - 2013	0.098	0.167	0.406
2010 - 2014	0.150	0.141	0.417
2010 - 2015	0.025	0.150	0.251
2010 - 2016	0.004	0.151	0.439
2010 - 2017	0.117	0.038	0.390
2010 - 2018	0.004	0.120	0.029
2010 - 2019	0.002	0.005	0.058
2011 - 2012	0.350	0.904	0.766
2011 - 2013	0.756	0.998	0.821
2011 - 2014	0.616	0.842	0.833
2011 - 2015	0.684	0.894	0.909
2011 - 2016	0.558	0.990	0.706
2011 - 2017	0.543	0.849	0.836
2011 - 2018	0.457	0.949	0.547
2011 - 2019	0.352	0.390	0.520
2012 - 2013	0.375	0.962	0.955
2012 - 2014	0.616	0.907	0.953
2012 - 2015	0.235	0.868	0.856
2012 - 2016	0.054	0.947	1.000
2012 - 2017	0.586	0.633	0.927
2012 - 2018	0.047	0.840	0.268
2012 - 2019	0.022	0.184	0.432
2013 - 2014	0.968	0.996	0.864

2013 - 2015	0.633	0.973	0.657
2013 - 2016	0.244	0.974	0.898
2013 - 2017	0.927	0.411	0.944
2013 - 2018	0.215	0.997	0.413
2013 - 2019	0.115	0.193	0.561
2014 - 2015	0.536	0.870	0.808
2014 - 2016	0.220	0.987	0.862
2014 - 2017	0.745	0.828	0.883
2014 - 2018	0.187	0.915	0.387
2014 - 2019	0.105	0.350	0.549
2015 - 2016	0.685	0.956	0.781
2015 - 2017	0.566	0.680	0.865
2015 - 2018	0.534	0.696	0.587
2015 - 2019	0.494	0.215	0.710
2016 - 2017	0.305	0.663	0.714
2016 - 2018	0.977	0.991	0.237
2016 - 2019	0.609	0.285	0.383
2017 - 2018	0.252	0.837	0.364
2017 - 2019	0.159	0.346	0.535
2018 - 2019	0.848	0.348	0.688
