

## Uso de macroalgas intermareales como bioindicadores de disturbio antropogénico por nutrientes en las costas rocosas del Pacífico mexicano central tropical

Careli Vergara-Carranza<sup>1</sup>, Norma López<sup>1,2\*</sup>, Alejandra Piñón-Gimate<sup>3</sup>

### INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

#### Historial del artículo:

Recibido 30 de abril de 2023

Aceptado 07 de septiembre de 2023

Publicado 22 de marzo de 2024

#### READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2024.3416>

#### AUTOR DE CORRESPONDENCIA

\* E-mail: [nlopez@enesmorelia.unam.mx](mailto:nlopez@enesmorelia.unam.mx)

<sup>1</sup> Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación-Zihuatanejo, Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México, 40880 Zihuatanejo, México.

<sup>2</sup> Departamento de Biología Comparada, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Ciudad de México, México

<sup>3</sup> Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, 23096 La Paz, México.

**RESUMEN.** La Bahía de Zihuatanejo, México, presenta disturbios en sus costas rocosas debido a la cantidad de nutrientes que llegan al mar por la urbanización y el turismo masivo. Estos nutrientes han sido trazados por las macroalgas mediante el uso de isótopos estables. El objetivo de este trabajo fue utilizar 4 especies de macroalgas como bioindicadores para inferir las fuentes de nutrientes al sistema a través de la señal de  $\delta^{15}\text{N}$  y el contenido elemental de nitrógeno (N). Se realizaron 2 muestreos en las temporadas de lluvias y secas de 2021 en 3 localidades en la región: La Madera, Las Salinas y La Majahua. Se tomaron muestras de agua por localidad y temporada para determinar las concentraciones de nitratos ( $\text{NO}_3$ ) y fosfatos ( $\text{PO}_4$ ) y se evaluaron las señales isotópicas y el contenido de N en *Hypnea spinella*, *Padina gymnospora*, *Ulva intestinalis* y *Ulva lactuca*. Las concentraciones de  $\text{NO}_3$  y  $\text{PO}_4$  fueron más altas en Las Salinas, no presentaron diferencias entre La Madera y La Majahua y fueron similares a las reportadas previamente para la región. Las señales más altas de  $\delta^{15}\text{N}$  se encontraron en *H. spinella* y *U. intestinalis* en Las Salinas (16.12‰ y 15.38‰, respectivamente) y La Madera (15.12‰ y 13.58‰, respectivamente) y resultaron cercanas a la señal isotópica de aguas residuales. En La Majahua, se obtuvieron señales bajas para *H. spinella* (13.54‰), *P. gymnospora* (9.24‰) y *U. lactuca* (8.24‰), cuyos valores resultaron cercanos a la señal isotópica de aguas oceánicas ricas en nutrientes. El contenido de N varió dependiendo de la especie y la localidad, siendo más alto en Las Salinas. Las señales isotópicas encontradas coinciden con aquellas reportadas para costas enriquecidas con nutrientes de tipo antropogénico y natural. *Hypnea spinella* y *U. intestinalis* pueden ser empleadas como bioindicadores de disturbio antropogénico debido a la descarga de aguas residuales.

**Palabras clave:** macroalgas, bioindicadores, isótopos estables, contaminación, Pacífico tropical mexicano.

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marinos, en particular las zonas costeras, han sido objeto de disturbios constantes debido a actividades como la urbanización, la agricultura intensiva, la industrialización y el turismo masivo (Orlando-Bonaca et al. 2008, Benedetti y Trussell 2014, Portugal et al. 2017). En consecuencia, una gran cantidad de nutrientes de origen antropogénico, principalmente compuestos de nitrógeno (N) orgánico e inorgánico que provienen de escorrentías agrícolas y aguas residuales, se han depositado en el mar (Martins et al. 2012, Worm y Lenihan 2013, Kowalewski et al. 2015, Zhai et al.

2020). Este flujo de nutrientes ha comprometido seriamente a las comunidades de flora y fauna presentes en la zona litoral (Adams 2005, López et al. 2017, Francescangeli et al. 2020).

En la región del Pacífico mexicano central tropical, Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero, es un importante destino turístico a nivel internacional. Efectivamente, este destino contaba con más de 2,088,610 turistas por año hasta el 2018 y con 84,566 habitantes en el 2020 (SECTUR 2014, INEGI 2020, GMZ 2022). El desarrollo urbano de Ixtapa-Zihuatanejo ha sido acelerado y sin planeación, lo cual ha ocasionado múltiples impactos sobre la zona costera, entre ellos la

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2024.3416>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

contaminación por nutrientes en la Bahía de Zihuatanejo debido a la descarga de aguas residuales (Nava y Ramírez-Herrera 2011, Inda y Gómez 2015, López et al. 2017, García et al. 2018). Esta bahía recibe las descargas directas de las plantas tratadoras “La Marina” (caudal de  $132.8 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ) y “La Ropa” (caudal de  $18 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ), así como un caudal de  $30 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  vertido de manera indirecta (Planea Tropical S. de R.L. de C.V. 2015, CONAGUA y SEMARNAT 2020).

La descarga de aguas residuales en la Bahía de Zihuatanejo puede ser catalogada como disturbio, tomando en cuenta que un disturbio es el conjunto de eventos naturales o antropogénicos que cambian el estado deseado de un sistema, incluyendo su estructura, composición y diversidad (Battisti et al. 2016, Newman 2019). En particular, el enriquecimiento de nutrientes es un disturbio de tipo antropogénico que ocasiona cambios en la abundancia de los productores primarios, lo cual conlleva que las macroalgas dominen sobre las comunidades bentónicas en ambientes ricos en N (Bricker et al. 2008, Lapointe et al. 2015).

Ante esto, el uso de bioindicadores puede ser una valiosa herramienta de aproximación al conocimiento sobre los disturbios que provocan las actividades humanas en los ecosistemas (Bonanno y Orlando-Bonaca 2018). Un bioindicador tiene como características una alta frecuencia y abundancia, facilidad en su identificación y muestreo, tolerancia moderada ante las perturbaciones y una amplia distribución con respecto al rango de exposición ante algún contaminante (Bonanno et al. 2020). Por su naturaleza sésil, permanencia y abundancia en las costas rocosas, así como su tolerancia moderada a los disturbios, las macroalgas pueden ser empleadas como bioindicadores de disturbio antropogénico en ambientes marinos (Veiga et al. 2013, Bonanno y Orlando-Bonaca 2018). El N conforma a las proteínas y participa en la catálisis de enzimas de las macroalgas, por lo que se considera un nutriente clave y limitante para el metabolismo y crecimiento de estos importantes productores primarios (Pedersen y Borum 1996), aunque también el fósforo (P) puede ser un nutriente limitante (Valiela et al. 1997). El N se encuentra naturalmente en la columna de agua; sin embargo, el exceso de N proveniente de descargas de aguas residuales (principalmente aquellas derivadas de aguas urbanas domésticas) y fertilizantes, a menudo conlleva el incremento de la biomasa de los productores primarios (Thornber et al. 2008).

En décadas recientes, el análisis de isótopos estables de N en macroalgas ha sido muy útil para determinar el origen y el flujo de los elementos en los ecosistemas (Guerrero y Berlanga 2000, Alquezar et al. 2013, Bergamino et al. 2017). El N existe como 1 de 2 isótopos estables no radiactivos. El isótopo común es el  $^{14}\text{N}$  (99.6%) y el más raro es el  $^{15}\text{N}$  (0.4%); la señal isotópica es la proporción de estos 2 isótopos de N y es referida como el  $\delta^{15}\text{N}$  (expresado en partes por mil o ‰). La proporción entre estos 2 isótopos puede ser usada para valorar la fuente del N que las macroalgas están incorporando. Dado que un efluente de aguas residuales tiene una mayor

proporción de  $^{15}\text{N}$  que  $^{14}\text{N}$ , la señal isotópica del efluente es alta en comparación con la del agua oceánica (Costanzo et al. 2001, Fry 2006). De esta manera, aguas residuales de origen antropogénico tendrán valores del  $\delta^{15}\text{N}$  en un rango de +10‰ a +20‰ (McClelland et al. 1997, Kendall 1998), mientras que fertilizantes nitrogenados tendrán una señal que varía de -4‰ a 4‰ y que puede distinguirse del N atmosférico como la base de la señal isotópica (Dailer et al. 2010, Calizza et al. 2015, Bergamino et al. 2017).

Varios estudios de isótopos estables en macroalgas en sistemas costeros de diferentes regiones del mundo han mostrado la utilidad de emplear a las macroalgas como bioindicadores de diferentes fuentes de N, incluyendo los efluentes de aguas residuales (Gartner et al. 2002, Rogers 2003, Costanzo et al. 2005), camaricultura (Lin y Fong 2008) y aguas ricas en nutrientes provenientes de las surgencias (Viana y Bode 2013), así como de materia orgánica proveniente de macroalgas varadas en la playa o de múltiples fuentes como agricultura y aguas residuales industriales con una señal isotópica muy ligera que incluso puede ser negativa (Lemesle et al. 2015, Wang et al. 2016). También se han observado algunas variaciones estacionales, ya que hay fuentes puntuales que pueden fluctuar dependiendo de la época del año (Lemesle et al. 2016). En México se han realizado investigaciones con isótopos estables en macroalgas en las costas del Golfo de California, en las cuales la señal isotópica reflejó adecuadamente la fuente del N, particularmente las fuentes de aguas residuales, camaricultura y surgencias mediante el estudio del  $\delta^{15}\text{N}$  (e.g., Piñón-Gimate et al. 2009, 2017; Ochoa-Izagirre y Soto-Jiménez 2013).

Si bien las macroalgas del Pacífico mexicano central tropical han sido estudiadas ampliamente con diversos objetivos (e.g., Taylor 1945, Dawson 1960, Mateo-Cid y Mendoza-González 1997, Mateo-Cid y Mendoza-González 2012, López et al. 2017, Nava et al. 2021, Sandoval-Coronado y López-Gómez 2021, López et al. 2022), solo se conoce un estudio en el cual se utilizó la señal isotópica en macroalgas en la zona turística de Ixtapa-Zihuatanejo. Mediante las señales de  $\delta^{15}\text{N}$  en 5 especies de macroalgas coralinas, Nava et al. (2014) determinaron que los arrecifes más cercanos a la zona turística y menos conservados estaban impactados por aguas residuales. Además, las macroalgas presentaron señales isotópicas de hasta 9.5‰, lo que se consideró como una señal enriquecida (Nava et al. 2014).

El objetivo de este trabajo fue determinar las fuentes de nutrientes y su variación espacial y temporal mediante el contenido de N y la señal isotópica en los tejidos de 4 especies de macroalgas (*Ulva intestinalis*, *Ulva lactuca*, *Hypnea spinella* y *Padina gymnospora*) en sitios con y sin influencia antropogénica en 2 épocas del año. El uso de macroalgas como bioindicadores de fuentes antropogénicas de N en la región de Ixtapa-Zihuatanejo a través del  $\delta^{15}\text{N}$  complementará y aportará información relevante sobre las condiciones ambientales de la bahía.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sitio de estudio

El estudio se realizó en la región de Ixtapa-Zihuatanejo ( $17^{\circ}40'39''$  N,  $101^{\circ}39'25''$  O  $17^{\circ}36'47''$  N,  $101^{\circ}33'28''$  O) (Fig. 1). Según la clasificación climática de Köppen-Geiger, la región cuenta con el clima  $Aw_0$ , caracterizado como cálido subtropical con lluvias en verano (García 2004). La temperatura media anual es de  $27.5^{\circ}\text{C}$  y la precipitación promedio de 2011 a 2018 fue de 1,225 mm (CONAGUA 2022). La estación de lluvias se presenta de junio a octubre y la de secas de noviembre a mayo. El régimen de mareas es de tipo mixto semidiurno, con 2 pleamares y 2 bajamares al día y una variación de  $-0.56$  m a 1.10 m (SEMAR 2021). La hidrodinámica de la Bahía de Zihuatanejo incluye la circulación termohalina (Morales et al. 2008), la cual consiste en una corriente de tipo circular que recorre la bahía de forma completa desde el noroeste hacia el suroeste (López et al. 2017).

Las localidades de estudio fueron La Madera ( $17^{\circ}38'14''$  N,  $101^{\circ}33'03''$  O) y la laguna de Las Salinas ( $17^{\circ}38'12.2''$  N,  $101^{\circ}33'35.4''$  O) (sitios con influencia antropogénica) en la

Bahía de Zihuatanejo y La Majahua ( $17^{\circ}38'14''$  N,  $101^{\circ}33'03''$  O) fuera de la bahía, considerada como un sitio sin influencia antropogénica (Fig. 1).

La Madera está conformada por una sección de playa arenosa que abarca 0.2 km de longitud y una zona rocosa compuesta por cantos rodados, una plataforma rocosa (en donde se llevó a cabo la colecta de macroalgas) y un acantilado en el extremo este de la playa (Escalante-Vargas 2003, Mateo-Cid y Mendoza-González 2012, Google 2021a). Esta localidad se encuentra rodeada por el área urbana de Zihuatanejo que abarca aproximadamente  $7.5\text{ km}^2$  (Google 2021a), en la cual el uso de suelo es de tipo habitacional y comercial, además se considera un sitio importante para el turismo (INEGI 2009).

La laguna de Las Salinas se encuentra ubicada a 1 km de distancia de La Madera y ha sido identificada como un sitio de descarga de las aguas residuales provenientes de la planta de tratamiento “La Marina” (Planea Tropical S. de R.L. de C.V. 2015). Las Salinas tiene una superficie inundable de 7 ha y se encuentra rodeada por la zona urbana de Zihuatanejo. Su origen es semi-artificial y el suelo que predomina es de arcillas arenosas y poco arenosas, así como rocas y gravas.

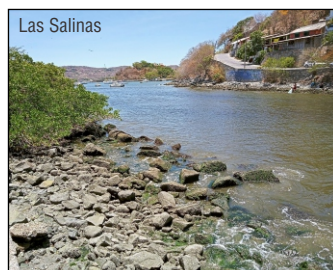
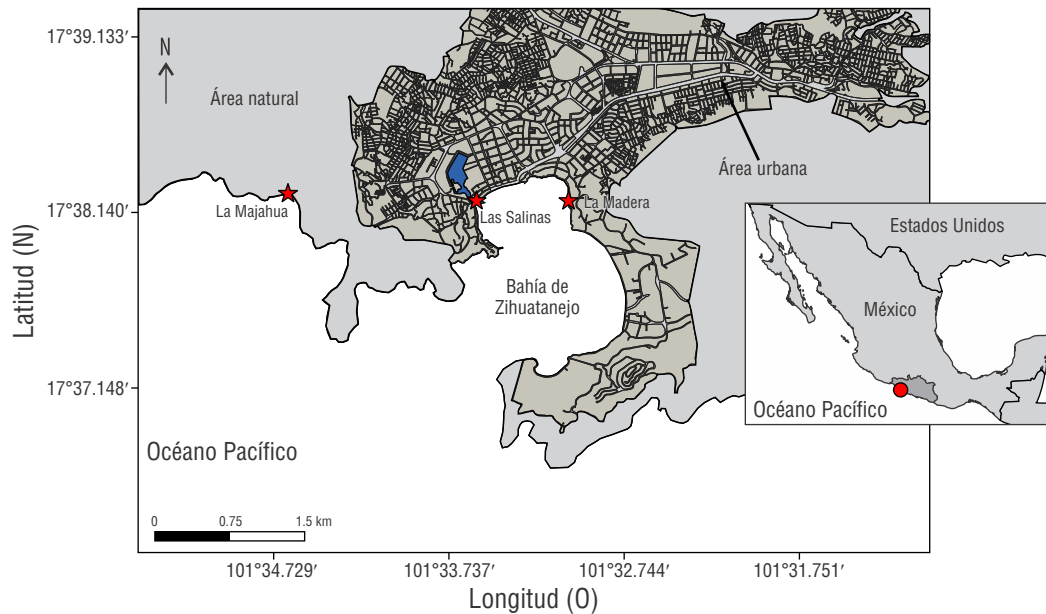


Figura 1. Mapa del área de estudio.

Los manglares constituyen la vegetación predominante, particularmente las especies *Avicenia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*. Las Salinas mantiene una conexión permanente con el mar a través de un canal (0.035 km de ancho y 0.168 km de largo) ubicado en la parte sur (SEMAR 2003, Córdova-Tapia et al. 2014, Izurieta et al. 2014, Senado de la República 2015, Ramírez-López 2020). A lo largo del canal se distinguen algunas zonas rocosas en las orillas (donde se llevó a cabo la colecta de macroalgas), mientras que la profundidad aumenta hacia el centro y el suelo se vuelve de tipo arenoso (obs. per.).

La Majahua se encuentra delimitada por 2 puntas rocosas de grandes acantilados, promontorios y cantos rodados; es una playa mixta con una extensión de 2.8 km que incluye una playa arenosa de 0.4 km de longitud. El muestreo se llevó a cabo en la punta rocosa suroeste (Google 2021b). La vegetación circundante es predominantemente selva mediana subcaducifolia (~282.5 ha) (CONANP 2023) y es posible encontrar algunos individuos del mangle *C. erectus* sobre el litoral (INEGI 2009, Planea Tropical S. de R.L. de C.V. 2015, Google 2021b). A la fecha no se han identificado fuentes de contaminación en esta playa, ya que se encuentra a más de 3.5 km de la zona urbana de la Bahía de Zihuatanejo, libre de asentamientos humanos y rodeada de vegetación. Por lo que en este trabajo se consideró a La Majahua como el sitio de menor influencia antropogénica (Google 2021b).

### Recolección de muestras

Se realizaron 2 salidas de campo en el 2021, la primera durante la temporada de secas (mayo) y la segunda en la temporada de lluvias (octubre). Se tomaron 4 muestras de agua por localidad con excepción de Las Salinas, en donde se tomaron 3 muestras en la temporada de secas, para obtener un total de 23 muestras. Cada muestra fue filtrada con una jeringa PRF y filtros Whatman GF/F (0.45  $\mu\text{m}$ ) (Maidstone, UK). Después fueron contenidas en botellas Nalgene de 125 mL para ser trasladadas al laboratorio en bolsas térmicas con gel refrigerante y se almacenaron en un refrigerador a  $-20^\circ\text{C}$  hasta su posterior análisis. Para determinar la concentración de N y P en las muestras de agua se utilizó un colorímetro DR/890 (Hach, Loveland, EE. UU.). Para determinar nitratos y fosfatos se utilizaron los reactivos NitraVer3, NitraVer 6 y PhosVer 3.

En las costas rocosas de la Bahía de Zihuatanejo, las macroalgas filamentosas, laminares, ramificadas-gruesas y coriáceas son notables por su abundancia y cobertura (Nava et al. 2014, López et al. 2017). En el presente trabajo se seleccionaron 4 especies de macroalgas pertenecientes a estos grupos funcionales, *U. lactuca* (laminar), *U. intestinalis* (filamentosa), *H. spinella* (ramificada-gruesa) y *P. gymnospora* (coriácea), utilizando los criterios de alta cobertura, facilidad de colecta y presencia de crecimientos conspicuos, mono-específicos y mayores a 10 cm de longitud. Se tomaron al menos 5 talos por especie

en cada sitio y en cada temporada. Dado que ningún talo se encontró senescente, fue posible utilizar el talo completo. La especie *P. gymnospora* no estuvo presente en Las Salinas y *U. lactuca* se colectó en la temporada de lluvias debido a la ausencia de *U. intestinalis*. Las muestras de macroalgas se extrajeron a mano utilizando cincel y martillo, se enjuagaron con agua de mar y se colocaron en bolsas de plástico para su transporte al laboratorio. Se obtuvieron 85 muestras durante todo el estudio. Estas muestras se trasladaron al laboratorio en frío y posteriormente se enjuagaron con agua dulce para retirar epibiontes.

### Procesamiento de muestras

Cada muestra se secó en un horno de convección DHG-9145 Eco-Shell (Corning, EE. UU.) a una temperatura de  $60^\circ\text{C}$  durante 5 a 7 días hasta obtener un peso seco constante. Se pulverizó el material seco con un mortero de ágata y se almacenó en tubos de polipropileno estériles. Se pesaron entre 1 y 2 mg de la muestra y se empaquetaron en cápsulas de estaño Costech Analytical (Valencia, EE. UU.) de  $5 \times 9$  mm. Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Análisis de Isótopos Estables de la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Yucatán, para obtener la proporción  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  relativa al  $\text{N}_2$  atmosférico (material de referencia). Se empleó un analizador elemental ECS4010 (Costech Analytical) con automuestreador Zero Blank acoplado a un espectrómetro de masas de razones isotópicas DELTA V Plus (Thermo Fisher Scientific, Waltham, EE. UU.). Los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  en mL (‰) se calcularon con Eq. (1):

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

donde  $R$  es igual a  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ , correspondiente a la firma isotópica (Peterson y Fry 1987).

### Análisis estadístico

Se realizaron pruebas de normalidad Shapiro-Wilk para los datos de nitratos y fosfatos y de Kolmogorov-Smirnov para los valores de isótopos estables y N elemental con el fin de determinar si los datos eran homogéneos y homocedásticos. Al no ser normales para los nutrientes, se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para demostrar las diferencias significativas entre sitios y temporadas para nitratos, fosfatos y macroalgas (isótopos estables y N elemental). Cuando hubo diferencias significativas *a posteriori*, se realizó una prueba de comparaciones múltiples para identificar los grupos diferentes.

### RESULTADOS

Los valores promedio de nitratos y fosfatos fueron estadísticamente más altos ( $\text{KW-H}_{(2, 23)} = 14.49$ ,  $P < 0.05$  y

KW- $H_{(2,23)} = 14.03$ ,  $P < 0.05$ , respectivamente) en Las Salinas ( $0.481 \pm 0.07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y  $2.34 \pm 0.86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente) con respecto a La Madera ( $0.032 \pm 0.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y  $0.246 \pm 0.08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente) y a La Majahua ( $0.018 \pm 0.006 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y  $0.266 \pm 0.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente). En los valores promedio de nitratos y fosfatos, aunque no resultaron estadísticamente significativos, se observó que fueron más altos en la temporada de lluvias ( $0.18 \pm 0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y  $0.2 \pm 1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente) que en la de secas ( $0.14 \pm 0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y  $0.74 \pm 0.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente). En Las Salinas, los nitratos y los fosfatos fueron considerablemente más altos que en las otras 2 localidades en las 2 temporadas y los nutrientes fueron más altos durante la temporada de lluvias en las 3 localidades que en la de secas (Tabla 1).

*Ulva intestinalis* presentó el valor promedio más alto en la señal isotópica durante todo el estudio ( $13.02 \pm 2.48\%$ ), seguida de *H. spinella* ( $12.22 \pm 2.27\%$ ), *P. gymnospora* ( $9.36 \pm 1.03\%$ ) y *U. lactuca* ( $8.24 \pm 0.42\%$ ) (Fig. 2a). Hubo diferencias significativas en las señales isotópicas de las 4 especies (KW- $H_{(3,81)} = 38.3881$ ,  $P < 0.05$ ). Una prueba *a posteriori* de comparaciones múltiples mostró diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre *U. intestinalis* y *P. gymnospora*, *U. intestinalis* y *U. lactuca*, *H. spinella* y *P. gymnospora* y *H. spinella* y *U. lactuca*. Las Salinas fue el sitio con el valor promedio más alto del  $\delta^{15}\text{N}$  ( $13 \pm 3.02\%$ ), seguido de La Madera ( $12.18 \pm 1.89\%$ ) y La Majahua ( $9.8 \pm 2.01\%$ ). Las diferencias encontradas fueron significativas en las señales isotópicas de los 3 sitios (KW- $H_{(2,81)} = 20.6276$ ,  $P < 0.05$ ). La prueba *a posteriori* de comparaciones múltiples mostró diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre La Majahua y La Madera y La Majahua y Las Salinas (Fig. 2b). El valor promedio del  $\delta^{15}\text{N}$  fue más alto en la temporada de secas ( $12.97 \pm 2.54\%$ ) que en la de lluvias ( $10.04 \pm 1.7$ ) (Fig. 2c). Se encontraron diferencias significativas del  $\delta^{15}\text{N}$  entre las temporadas de secas y lluvias (KW- $H_{(1,81)} = 20.9449$ ,  $P < 0.05$ ).

Se encontraron diferencias significativas en la señal isotópica de *U. intestinalis* entre localidades (KW- $H_{(2,25)} = 5.9871$ ,  $P < 0.05$ ). La Madera y Las Salinas presentaron señales más altas que la señal de La Majahua ( $P < 0.05$ ). No se encontraron diferencias significativas entre temporadas para *U. intestinalis* (KW- $H_{(1,25)} = 0.1571$ ,  $P = 0.6919$ ). Con respecto a *H. spinella*, no hubo diferencias significativas entre localidades (KW- $H_{(2,30)} = 1.2877$ ,  $P = 0.5253$ ) pero sí entre temporadas (KW- $H_{(1,30)} = 21.7742$ ,  $P < 0.05$ ). La señal más alta fue encontrada en la temporada de secas ( $P < 0.05$ ). Para *P. gymnospora*, se encontraron diferencias significativas entre localidades (KW- $H_{(1,21)} = 11.4248$ ,  $P < 0.05$ ), con la señal isotópica más baja en La Majahua ( $P < 0.05$ ). Se encontraron diferencias significativas con respecto a la temporada (KW- $H_{(1,21)} = 6.4341$ ,  $P < 0.05$ ). La mayor señal isotópica se presentó durante la temporada de secas ( $P < 0.05$ ).

Se observaron variaciones en el contenido de N que dependieron de la especie, la localidad y la temporada (Tabla 2). Se encontraron diferencias significativas en las concentraciones

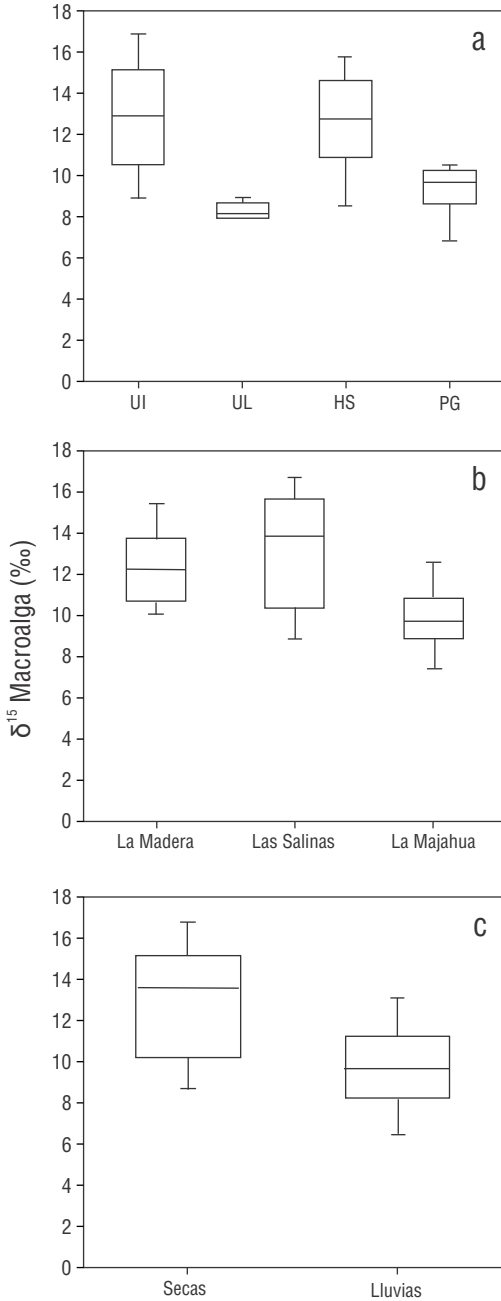
elementales de N entre especies (KW- $H_{(3,81)} = 9.5314$ ,  $P < 0.05$ ). Con la prueba de comparaciones múltiples se demostraron diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre *U. intestinalis* y *P. gymnospora* (Fig. 3a). Con relación a las localidades, se encontraron diferencias significativas (KW- $H_{(2,81)} = 21.2793$ ,  $P < 0.05$ ), con el menor valor ( $P < 0.05$ ) en La Majahua respecto a los valores de Las Salinas y La Madera (Fig. 3b). También hubo diferencias significativas entre temporadas (KW- $H_{(1,81)} = 36.7625$ ,  $P < 0.05$ ), con el mayor valor promedio en la temporada de lluvias con respecto a las secas (Fig. 3c).

Se observaron diferencias significativas en el contenido de N en *U. intestinalis* entre localidades (KW- $H_{(2,25)} = 9.4578$ ,  $P < 0.05$ ). Mediante la prueba de comparaciones múltiples se demostró que el contenido de N fue significativamente menor en La Majahua ( $P < 0.05$ ) con respecto los valores de Las Salinas y La Madera. Entre temporadas hubo diferencias significativas en el contenido de N (KW- $H_{(1,25)} = 16.1571$ ,  $P < 0.05$ ). La mayor concentración de N ocurrió en la temporada de lluvias ( $P < 0.05$ ) en *U. intestinalis*. No se observaron diferencias significativas en el contenido de N en *H. spinella* entre localidades (KW- $H_{(2,30)} = 3.3581$ ,  $P = 0.2$ ), pero sí entre temporadas (KW- $H_{(1,30)} = 21.7742$ ,  $P < 0.05$ ). Además, la concentración de N fue significativamente mayor en la temporada de lluvias ( $P < 0.05$ ). No se observaron diferencias significativas en el contenido de N en *P. gymnospora* entre localidades (KW- $H_{(1,21)} = 1.6066$ ,  $P = 0.2$ ). Entre temporadas hubo diferencias significativas (KW- $H_{(1,21)} = 8.9054$ ,  $P < 0.05$ ) y la mayor concentración de N se encontró en la temporada de lluvias ( $P < 0.05$ ).

El patrón observado en las variaciones del  $\delta^{15}\text{N}$  mostró que en ambas temporadas en Las Salinas y La Madera, *U. intestinalis* tuvo una mayor señal que las de *H. spinella* y *P. gymnospora*. Solo en La Majahua *U. intestinalis* y *U. lactuca* presentaron señales menores a la de *H. spinella* en ambas temporadas. El  $\delta^{15}\text{N}$  disminuyó en la temporada de lluvias para las especies presentes en cada localidad (Fig. 4a). Con respecto al contenido de N, *H. spinella* y *U. intestinalis*

**Tabla 1.** Valores de nitratos ( $\text{NO}_3$ ) y fosfatos ( $\text{PO}_4$ ) por localidad y temporada.

Localidad	Temporada	$\text{NO}_3$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\text{PO}_4$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
Las Salinas	Secas	$0.476 \pm 0.01$	$1.98 \pm 1.3$
	Lluvias	$0.485 \pm 0.08$	$2.61 \pm 0.3$
La Madera	Secas	$0.022 \pm 0.005$	$0.287 \pm 0.07$
	Lluvias	$0.042 \pm 0.04$	$0.205 \pm 0.07$
La Majahua	Secas	$0.02 \pm 0.0$	$0.377 \pm 0.05$
	Lluvias	$0.017 \pm 0.001$	$0.155 \pm 0.03$

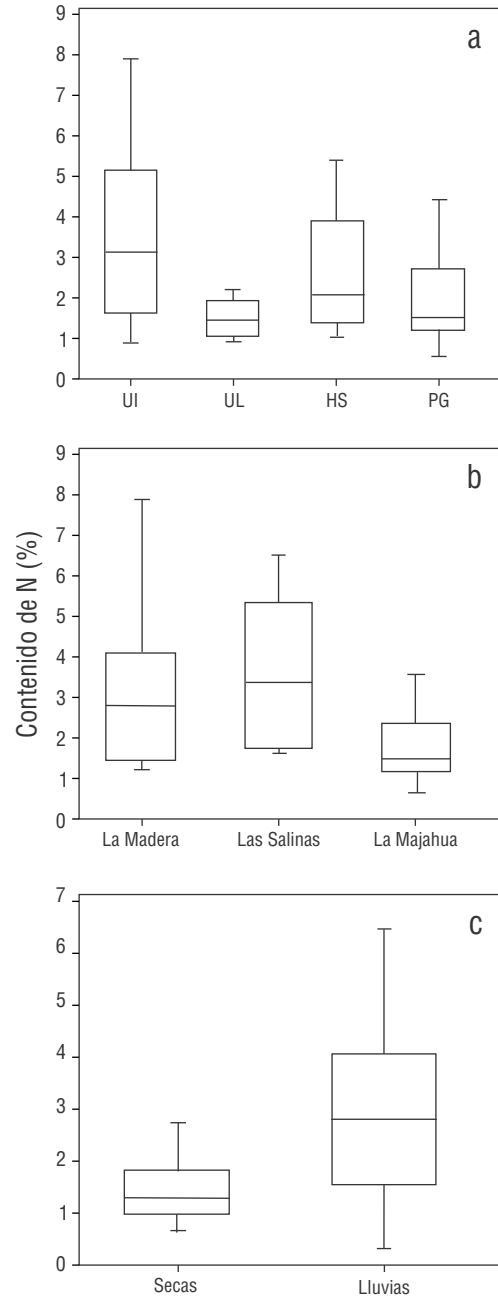


**Figura 2.**  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) por especies, localidad y temporada durante todo el estudio. UI = *Ulva intestinalis*, UL = *Ulva lactuca*, HS = *Hypnea spinella* y PG = *Padina gymnospora*.

tuvieron las concentraciones más altas en las 3 localidades y en ambas temporadas. Independientemente de la especie, en La Madera y en Las Salinas se obtuvieron los valores más altos de contenido de N en la temporada de lluvias, en contraste con La Majahua, donde se registraron los valores más bajos (Fig. 4b).

### DISCUSIÓN

De acuerdo con los resultados que se obtuvieron en este estudio para la región de Ixtapa-Zihuatanejo, se observó que



**Figura 3.** Nitrógeno (N) elemental (%) por especie, localidad y temporada durante todo el estudio. UI = *Ulva intestinalis*, UL = *Ulva lactuca*, HS = *Hypnea spinella* y PG = *Padina gymnospora*.

la concentración de nitratos y fosfatos en el agua fue más alta en Las Salinas que en La Madera y La Majahua. Los valores de nutrientes encontrados en este trabajo (Tabla 1) fueron menores que los reportados por Ramírez-López (2020) y más altos que los reportados por IMTA (2010) (Tabla 3). Sin embargo, los patrones de las mayores y menores concentraciones reportadas durante las temporadas de secas y lluvias, respectivamente, se mantuvieron. En otros estudios de zonas costeras se ha descrito que valores de nitratos y fosfatos por arriba de  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  indican enriquecimiento de nutrientes

de tipo antropogénico (Valiela et al. 1997). Con base en los valores obtenidos y los que han sido reportados, Las Salinas presenta una mayor presión antropogénica al estar influenciada por la planta de tratamiento “La Marina”. Los valores obtenidos para La Madera están dentro del rango de los valores que se reportaron para Las Salinas. Debido a la cercanía de ambas localidades, es probable que se estén reflejando los valores de las aguas residuales, tanto de N como de P. Por el contrario, los valores encontrados en La Majahua fueron bajos y también coinciden con los reportados para la misma región en zonas con poca influencia antropogénica (Tabla 3). Si bien no se pudo obtener la proporción de N:P, las concentraciones presentes de ambos nutrientes pudieran estar indicando que no hay limitación de estos para los productores primarios, aunque se recomienda en estudios posteriores obtener el N inorgánico disuelto, N total y P total en agua y el P en el tejido macroalgal con el fin de confirmar esta observación.

Tal como se esperaba, las señales isotópicas del  $\delta^{15}\text{N}$  en *U. intestinalis*, *U. lactuca*, *H. spinella* y *P. gymnospora* mostraron variaciones en función de la especie, la localidad y la temporada del año. Se encontraron valores altos en la señal isotópica de *U. intestinalis* con respecto a *H. spinella* y *P. gymnospora*, lo que pudiera estar relacionado con su forma filamentososa. Esta forma permite la absorción rápida de los nutrientes de la columna de agua, por lo que este grupo de algas refleja con alta eficiencia las fuentes de N (Dailer et al. 2010). Independientemente de su forma, se ha observado que las respuestas fisiológicas de las algas a las condiciones ambientales influyen en el fraccionamiento isotópico. Es decir, al pasar por diferentes procesos biológicos o enzimáticos, la proporción del isótopo pesado sobre el liviano varía (Bergamino et al. 2017) de tal manera que habrá variaciones en los valores del  $\delta^{15}\text{N}$  con respecto a las fuentes de nutrientes

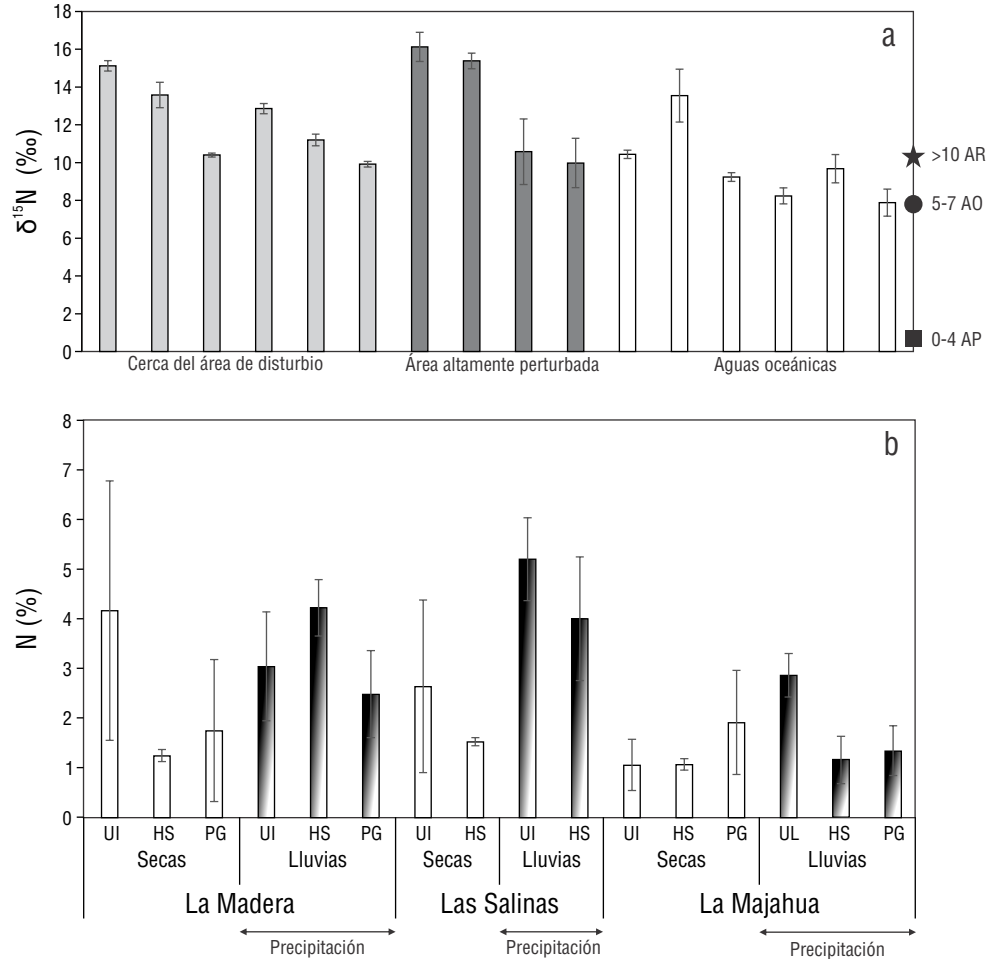
(Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez 2015). Sin embargo, se espera que las macroalgas sean suficientemente sensibles para registrar cambios en las concentraciones de N disuelto y su isótopo estable de la columna de agua y, de esta forma, integrar y reflejar las fuentes de N en los sistemas costeros (Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez 2015).

En el presente estudio se observó que la señal isotópica de las especies varió entre localidades. Las señales isotópicas más altas se detectaron en Las Salinas y La Madera mientras que las más bajas se detectaron en La Majahua, lo cual indica que las macroalgas reflejan las diferentes fuentes de N (Fig. 4). Por ejemplo, aunque *P. gymnospora* presentó una señal isotópica del  $\delta^{15}\text{N}$  de 9.92-10.4‰ en La Madera; esta señal fue más baja que las señales de las otras especies y coincidió con los valores reportados para *Padina* spp. en la isla Ishigaki, Japón (valores del  $\delta^{15}\text{N}$  mayores de 8‰), los cuales estaban relacionados con un enriquecimiento de la señal isotópica por influencia antropogénica (Umezawa et al. 2002). Aunque estos autores no mencionaron la fuente puntual de enriquecimiento para *Padina* spp., coincide con los valores de aguas enriquecidas. Es probable que esta especie en particular asimile de manera diferencial el N y, por lo tanto, refleje una señal isotópica menor a las de las otras especies. Aun así, se observó una señal isotópica cercana a aguas residuales, como se ha reportado en otros estudios (Tabla 4).

En Las Salinas se observaron los valores más altos de la señal isotópica. En estudios previos, una señal isotópica elevada se ha relacionado con aguas residuales (Tabla 3, Fig. 4a). Por ejemplo, en La Paz, Baja California Sur, México, se registraron valores en la señal isotópica de  $\delta^{15}\text{N}$  de 16.5‰ en *U. intestinalis* para un sitio influenciado por aguas residuales no tratadas (Piñón-Gimate et al. 2017). Esto coincide con el  $\delta^{15}\text{N}$  más alto de *U. intestinalis* registrado en Las

**Tabla 2.** Rangos del  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) y del contenido de nitrógeno (N) (%) de 4 especies de macroalgas y las fuentes de N observadas en las 3 localidades del presente estudio. AR = aguas residuales, AD = aguas de advección, RAP = restos de alimentos pesqueros y AO = aguas oceánicas.

Especie	Localidad	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	N (%)	Fuente conocida de N
<i>Ulva intestinalis</i>	La Madera	12.8-15.12	1.11-7.8	AR
	Las Salinas	10.58-16.12	1.48-6.4	AR y RAP
	La Majahua	10.4	0.76-1.97	AO
<i>Hypnea spinella</i>	La Madera	11.2-13.58	1.07-5.2	AR
	Las Salinas	9.98-15.38	1.41-5.3	AR y RAP
	La Majahua	9.68-13.54	0.88-3.4	AO
<i>Padina gymnospora</i>	La Madera	9.92-10.4	0.99-4.3	AR
	La Majahua	7.88-9.24	0.4-3.3	AD
<i>Ulva lactuca</i>	La Majahua	8.24	0.8-2.1	AD



**Figura 4.**  $\delta^{15}\text{N}$  y nitrógeno (N) elemental. (a) Promedio ( $\pm\text{DE}$ ) del  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) en las 4 especies de macroalgas de las 3 localidades en las 2 temporadas de estudio. AR = aguas residuales, AO = aguas oceánicas y AP = agua de precipitación. (b) Promedio ( $\pm\text{DE}$ ) del contenido de N (%) en las 4 especies de macroalgas de las 3 localidades en las 2 temporadas de estudio. UI = *Ulva intestinalis*, UL = *Ulva lactuca*, HS = *Hypnea spinella* y PG = *Padina gymnospora*. Lluvia: 251 mm (septiembre)-56.5 mm (octubre) (CONAGUA 2023).

Salinas, que fue de 16.2%. Además, este valor se encuentra dentro del rango de la señal isotópica que presentan las aguas residuales no tratadas. Por lo tanto, los valores altos encontrados en Las Salinas podrían reflejar el enriquecimiento de N proveniente de la descarga de la planta de tratamiento “La Marina”, así como el vertimiento de aguas residuales no tratadas de manera clandestina de los asentamientos urbanos (IMTA 2010, Ramírez-López 2020).

En La Madera, *U. intestinalis*, *H. spinella* y *P. gymnospora* presentaron señales promedios de 13.9%, 12.4% y 10.2%, respectivamente. Al ser señales isotópicas altas, también reflejan la influencia de las descargas de aguas residuales (Tabla 3). Se ha reportado que Las Salinas está influenciada por las aguas residuales y muy afectada por estas descargas (IMTA 2010). Se han establecido hoteles y restaurantes alrededor de Las Salinas, por lo que es posible que las aguas residuales no tratadas de estos negocios sean vertidas al mar (obs. per.). Nava et al. (2014) recolectaron muestras de especies del género *Jania* en el arrecife de Las Gatas en el extremo

sureste de la Bahía de Zihuatanejo y obtuvieron una señal isotópica de 9.23%. Este valor, que fue menor que el observado en el presente estudio, fue considerado por los autores como proveniente de las aguas residuales que influyen a la bahía. Tal como en La Madera, en Las Gatas hay restaurantes que vierten indirectamente sus aguas residuales no tratadas al mar (Instituto de Ingeniería 2011), lo cual hace que la señal isotópica sea alta.

La señal isotópica de las 4 especies estudiadas en La Majahua (7.88-13.54‰) se encuentra dentro del rango de aguas ricas en nutrientes; no obstante, esta localidad se encuentra alejada de la mancha urbana de Zihuatanejo y no se identifican fuentes puntuales de contaminación. Tampoco se encontró información de alguna fuente puntual de enriquecimiento de nutrientes en esta playa. Sin embargo, la disposición natural de nutrientes en las corrientes oceánicas también puede explicar los valores encontrados en La Majahua. Por ejemplo, Aguiñiga et al. (2010) encontraron señales isotópicas de entre 10‰ y 12‰ en Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz,



**Tabla 3.** Concentraciones de nutrientes reportadas para las localidades estudiadas y localidades aledañas de la Bahía de Zihuatanejo.

Localidad	NO <sub>2</sub>		NO <sub>3</sub>		NH <sub>4</sub>		N orgánico		NT		PT		
	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Referencia
La Madera	<0.204	<0.021	0.004	<0.204	<0.126*	0.21*	0.793	<0.714	0.793	0.082	0.07	0.16	IMTA (2010)
Las Salinas	<0.204	0.13	0.066	1.42	3.44*	1.58*	5.81	1.42	9.25	0.346	0.16		
Afuera de la bahía	14.72	<0.021	<0.0022*	<0.204*	<0.126*	<0.126*	<0.774	<0.714	0.774	1.0	0.04*	0.16	Ramírez-López (2020) IMTA (2010)

\* Valor promedio

N: nitrógeno; NO<sub>2</sub>: nitritos; NO<sub>3</sub>: nitratos; NH<sub>4</sub>: amonio; NT; N total; PT; fósforo total

**Tabla 4.** Valores del  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) de 4 especies de macroalgas y las fuentes de nitrógeno (N) asociadas en otros estudios en diferentes partes del mundo.

Especie	Localidad	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Fuente de Nitrógeno	Referencia
<i>Ulva intestinalis</i> ( <i>Enteromorpha</i> )	Dakwan, Taiwán	8.0-8.6	Efluente de aguas negras de la planta de tratamiento de aguas residuales	Lin et al. (2007)
	Nanwan, Taiwán	13.1-14.9	Efluente de aguas negras de la planta de tratamiento de aguas residuales	
<i>Ulva intestinalis</i>	Narragansett Bay, Rhode Island, EE. UU.	15	Efluente de aguas negras	Thornber et al. (2008)
	Estero de Urias, Sinaloa, México	13.9	Industria de procesamiento de mariscos y aguas residuales	Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez (2015)
	Casa del Marino, Bahía de La Paz, México	16.5	Aguas residuales no tratadas	Piñón-Gimate et al. (2017)
<i>Ulva lactuca</i>	Región sur de la Bahía de Florida, EE. UU.	>8	Efluente de aguas negras de la planta de tratamiento de aguas residuales	Lapointe et al. (2004)
	Costa este del centro de Florida, EE. UU.	5.0-13.0	Cargas de aguas residuales y aguas subterráneas residuales	Barile (2004)
	Isla Verde, Taiwan	1.9-3.9	Natural	Lin et al. (2007)
	Estero de Urias, Sinaloa, México	13.4	Planta de procesamiento de mariscos y aguas residuales sin tratar	Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez (2015)
<i>Hypnea spinella</i>	Región sureste del Golfo de California	8.5-11.4	Agricultura, aguas residuales, efluentes de granjas de camarón	Piñón-Gimate et al. (2009)
<i>Padina</i> spp.	Isla Ishigaki, Japón	>8	Antropogénico	Umezawa et al. (2002)

las cuales estuvieron relacionadas con la advección de aguas ecuatoriales subsuperficiales enriquecidas en  $\delta^{15}\text{N}$  en algunos periodos. Posteriormente, Piñón-Gimate et al. (2017) reportaron valores en el  $\delta^{15}\text{N}$  de 9.3‰ para *U. lactuca* y 10.4‰ para *U. rigida* en una localidad con condiciones similares a las de La Majahua. Esta localidad se encontraba libre de asentamientos urbanos y sin fuentes puntuales de contaminación antropogénica, pero influenciada por aguas oceánicas enriquecidas. Por lo tanto, estos autores concluyeron que la señal isotópica en *Ulva* spp. refleja aquella del mar circundante (Tabla 4). Nava et al. (2014) encontraron señales isotópicas de 8‰ en arrecifes localizados fuera de la Bahía de Zihuatanejo y señalaron que estos ambientes no tienen influencia antropogénica, lo cual coincide con lo encontrado en este estudio para La Majahua. Por lo tanto, las señales isotópicas del  $\delta^{15}\text{N}$  en nuestra localidad pudieran estar reflejando aguas oceánicas ricas en nutrientes. La señal isotópica típica del nitrato oceánico, una fuente potencial de N para las macroalgas, es alrededor de 5.5‰ para nitrato de aguas profundas y se va enriqueciendo en aguas superficiales (e.g., >5‰) debido a la toma preferencial del fitoplancton del nitrato  $^{14}\text{N}$  sobre el nitrato  $^{15}\text{N}$  (Granger et al. 2004). En Hanalei Bay en Hawái, la señal isotópica del nitrato disuelto en aguas superficiales estuvo cercana a 7‰ (Derse et al. 2007), por lo que los valores

de la señal isotópica de las macroalgas en el presente estudio estarían reflejando la señal de aguas oceánicas superficiales. La zona costera de Ixtapa-Zihuatanejo se encuentra influenciada por la Corriente Costera Mexicana (Rodríguez 2016) y la Corriente Occidental Mexicana (Kessler 2006).

Los valores más altos de la señal isotópica fueron encontrados durante la temporada de secas ( $12.97\text{‰} \pm 2.54\text{‰}$ ) en comparación con la temporada de lluvias ( $10.04\text{‰} \pm 1.7\text{‰}$ ). Este patrón ha sido reportado anteriormente por Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez (2015) para especies de macroalgas de un estero en el estado de Sinaloa. Los valores reportados en la Bahía de Zihuatanejo se pueden deber a los procesos de mezcla durante la temporada de lluvias. La deposición de N atmosférico, que presenta una señal isotópica cercana a 0‰, se refleja en la disminución de  $\delta^{15}\text{N}$ , dado que las aguas pluviales (3‰) tienen una señal isotópica cercana al N atmosférico (Heaton 1986). Los procesos de mezcla han sido observados en diferentes trabajos (e.g., Piñón-Gimate et al. 2017). Sin embargo, cuando hay múltiples fuentes de nutrientes en la mezcla, es difícil identificar la fuente con la mayor contribución al ecosistema (Ochoa-Izaguirre et al. 2017). En la Bahía de Zihuatanejo la precipitación es considerable en la temporada de lluvias (Fig. 4) y las fuentes puntuales se mantienen (planta de tratamiento). Por lo tanto,

se puede inferir que existe mezcla con las aguas pluviales por la disminución de la señal isotópica de 12.9‰ a 10‰, lo cual es similar a lo reportado en trabajos previos (Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez 2013, 2015). Aun así, es necesario realizar más estudios sobre la señal isotópica de las fuentes dentro y fuera de la bahía que ayuden al monitoreo ambiental de la región de Ixtapa-Zihuatanejo. Se observó que los rangos de la señal isotópica que se obtuvieron en este estudio coincidieron con los registrados en otros estudios en todo el mundo que reportaron las mismas fuentes de N en los mismos géneros y especies de macroalgas (Tabla 4).

Se observó que las macroalgas de La Madera y Las Salinas tuvieron una mayor proporción de N elemental en sus tejidos en ambas temporadas, lo cual fue similar a lo observado en las concentraciones de nutrientes más altas de la columna de agua en estos sitios. Esto apoya la conclusión del enriquecimiento de nutrientes por las aguas residuales. En la Majahua, la concentración de N fue menor, lo cual coincide con una menor concentración de nutrientes en el agua en comparación con los otros sitios. Esto es consistente con otros estudios en los cuales se observó que la concentración de N elemental en los tejidos de las macroalgas varió, reflejando adecuadamente las concentraciones de nutrientes de la columna de agua. El contenido y proporción de N y P en los tejidos de macroalgas pueden ser utilizados como indicadores de la disponibilidad de estos nutrientes en el ecosistema (Fong et al. 1994, Kim et al. 2014). Ochoa-Izaguirre et al. (2017) encontraron que la concentración de N en el tejido de macroalgas tuvo un rango de 1.66% a 2.37% en sitios altamente impactados. Nuestros resultados son consistentes con estos valores. Sin embargo, algunos de los valores del contenido de N fueron altos en La Majahua. Considerando que este sitio no tiene influencia antropogénica, esto puede ser resultado de aguas oceánicas superficiales enriquecidas, como se discutió anteriormente.

Mediante la obtención de la señal isotópica y el contenido de N elemental en el tejido de las macroalgas en este estudio, se concluye que las especies de macroalgas seleccionadas resultaron ser buenos bioindicadores del enriquecimiento de nutrientes por fuentes naturales y antropogénicas, tal como se ha observado en otros estudios. En particular, las especies del género *Ulva* parecen ser las que reflejan mejor las señales isotópicas de sus fuentes, seguidas de *H. spinella* y *P. gymnospora*. Asimismo, se puede concluir que la Bahía de Zihuatanejo está influenciada por las aguas residuales provenientes de los asentamientos humanos que la rodean, tal como lo mostraron los isótopos estables. Se recomienda en estudios posteriores obtener la señal isotópica de las fuentes de nutrientes al sistema y la materia orgánica particulada para elaborar modelos de mezcla y conocer la proporción de la aportación de cada fuente al sistema. Las macroalgas son buenos bioindicadores porque son fáciles de coleccionar, están presentes todo el año, y crecen en casi todos los ambientes costeros. Los análisis de isótopos estables se han caracterizado por ser accesibles en términos de costos y

la obtención y procesamiento de las muestras de macroalgas. Por lo tanto, se recomienda monitorear la señal isotópica en macroalgas para detectar las fuentes de nutrientes naturales y antropogénicas en la región de Ixtapa-Zihuatanejo en los sitios analizados en este estudio y en otros de la región a lo largo de varios años. La caracterización de las posibles fuentes de nutrientes antropogénicas que impactan a las localidades, incluyendo el análisis del contenido de nutrientes (N y P) en el agua y en las macroalgas, permitirán identificar las fuentes de contaminación por N, así como la magnitud de su impacto. Considerando que el plan de desarrollo del municipio contempla el crecimiento en infraestructura, las autoridades locales pueden utilizar este estudio como un punto de partida para llevar a cabo gestiones informadas para la conservación y el manejo de los recursos de la zona costera de la región de Ixtapa-Zihuatanejo, uno de los destinos turísticos más importantes del país.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica PAPIIT (proyecto IN219421). Alejandra Piñón-Gimate agradece el apoyo del Instituto Politécnico Nacional por la beca del Programa de Estímulos al Desempeño de los Investigadores y el Sistema Nacional de Investigadores del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Se agradece el apoyo de M. en C. Pedro Ramírez-García Armora, M. en C. Carlos Candelaria, Admid Núñez, Alejandra Sandoval y Jessica Caro en el trabajo de campo; el apoyo de Jessica Caro, Lourdes Alejandre, Mahyra Castillo y Alejandra Peña en el trabajo de laboratorio; el apoyo de M. en C. Pedro Ramírez en los análisis estadísticos y el apoyo de M. en C. Korynthia López Aguiar y Q. Jessica Olivares Amador en los análisis de isótopos estables.

## REFERENCIAS

- Adams SM. 2005. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Mar Pollut Bull.* 51(8–12):649–657. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.040>
- Aguiñiga S, Sanchez A, Silverberg N. 2010. Temporal variations of C, N,  $\delta^{13}\text{C}$ , and  $\delta^{15}\text{N}$  in organic matter collected by a sediment trap at Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, SW Gulf of California. *Cont Shelf Res.* 30(15):1692–1700. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2010.07.005>
- Alquezar R, Glendenning L, Costanzo S. 2013. The use of the brown macroalgae, *Sargassum flavicans*, as a potential bioindicator of industrial nutrient enrichment. *Mar Pollut Bull.* 77(1–2):140–146. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.013>
- Barile J. 2004. Evidence of anthropogenic nitrogen enrichment of the littoral waters of East Central Florida. *J Coast Res.* 20(4):1237–1245. <https://doi.org/10.2112/04-0212.1>
- Battisti C, Poeta G, Fanelli G. 2016. Heterogeneity, dynamism, and diversity of natural systems. In: Battisti C, Poeta G, Fanelli G (eds.), *An Introduction to Disturbance Ecology*. Switzerland: Springer Cham. p. 1–6. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-32476-0>

- Benedetti CL, Trussell G. 2014. Intertidal rocky shores. In: Bertness M, Bruno J, Silliman B, Stachowicz J (eds.), *Marine Community Ecology and Conservation*. Sunderland (USA): Sinauer Associates, Inc. p. 203-225.
- Bergamino L, Tuduri A, Bueno C, Brugnoli E, Valenzuela L, Martínez A, García-Rodríguez F. 2017. Aplicación de isótopos estables como indicadores de flujos de energía en ambientes costeros de Uruguay [Application of stable isotopes as indicators of energy flows at Uruguay coastal environments]. *INNOTEC*. 2017(13):9-18. <https://doi.org/10.26461/13.01>
- Bonanno G, Orlando-Bonaca M. 2018. Perspectives on using marine species as bioindicators of plastic pollution. *Mar Pollut Bull*. 137:209-221. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.018>
- Bonanno G, Veneziano V, Piccione V. 2020. The alga *Ulva lactuca* (Ulveaceae, Chlorophyta) as a bioindicator of trace element contamination along the coast of Sicily, Italy. *Sci Total Environ*. 699:134329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134329>
- Bricker SB, Longstaff B, Dennison W, Jones A, Boicourt K, Wicks C, Woerner J. 2008. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. *Harmful Algae*. 8(1):21-32. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.028>
- Calizza E, Aktan Y, Costantini ML, Rossi L. 2015. Stable isotope variations in benthic primary producers along the Bosphorus (Turkey): a preliminary study. *Mar Pollut Bull*. 97(1-2):535-538. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.016>
- [CONAGUA] Comisión Nacional del Agua. 2022. Normales climatológicas por estado [Normal weather conditions by state]: CONAGUA; [accessed 2022 Apr 19]. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/normales-climatologicas-por-estado?estado=gro>.
- [CONAGUA, SEMARNAT] Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2020. Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación [National inventory of municipal water purification and wastewater treatment plants in operation]: Gobierno de México; [accessed 2020 Mar 20]. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/inventario-de-plantas-municipales-de-potabilizacion-y-tratamiento-de-aguas-residuales-en-operacion>.
- [CONANP] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2023. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Área de Protección de Flora y Fauna APFF Hermenegildo Galeana, en el estado de Guerrero, México [Preliminary Justification Study for the implementation of the Protected Natural Area Hermenegildo Galeana Flora and Fauna Protection Area, in the state of Guerrero, Mexico]. Guerrero, (Mexico): CONANP.
- Córdova-Tapia F, Zambrano-González L, Ayala-Azcárraga C, Orozco-Martínez C, López-Guijosa A, Ortiz H, Levy-Gálvez K. 2014. Análisis de la Manifestación de Impacto Ambiental del Proyecto "Dragado de la Laguna de Salinas, Zihuatanejo de Azueta, Guerrero" [Analysis of the Environmental Impact Demonstration of the Project "Dredging the Salinas Lagoon, Zihuatanejo de Azueta, Guerrero"]. Mexico City (Mexico): Grupo de Análisis de Manifestaciones de Impacto Ambiental, Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad. Technical Report, MIA-12GE2014HD02. 14 p.
- Costanzo SD, O'Donohue MJ, Dennison WC, Loneragan NR, Thomas M. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Mar Pollut Bull*. 42(2):149-156. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00125-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00125-9)
- Costanzo SD, Udy J, Longstaff B, Jones A. 2005. Using nitrogen stable isotope ratios ( $\delta^{15}\text{N}$ ) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Mar Pollut Bull*. 51(1-4):212-217. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.018>
- Dailer M, Knox S, Smith E, Napier M, Smith M. 2010. Using  $\delta^{15}\text{N}$  values in algal tissue to map locations and potential sources of anthropogenic nutrient inputs on the island of Maui, Hawai'i, USA. *Mar Pollut Bull*. 60(5):655-671. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.12.021>
- Dawson E. 1960. *Marine Red Algae of Pacific Mexico*. Allan Hancock Pacific Expeditions. Los Angeles (USA): U.C. Press. 17(1):1-409.
- Derse E, Knee KL, Wankel SD, Kendall C, Berg CJ, Paytan A. 2007. Identifying sources of nitrogen to Hanalei Bay, Kauai, utilizing the nitrogen isotope signature of macroalgae. *Environ Sci Technol*. 41(15):5217-5223. <https://doi.org/10.1021/es0700449>
- Escalante-Vargas I. 2003. Variación fenológica de la ficoflora durante un ciclo anual en playa la madera, Zihuatanejo, Guerrero [Phenological variation of phycoflora during an annual cycle on La Madera beach, Zihuatanejo, Guerrero] [BSc thesis]. [Mexico]: Universidad Nacional Autónoma de México. 199 p.
- Fong P, Donohoe M, Zedler B. 1994. Nutrient concentration in the tissue of the macroalga *Enteromorpha* as a function of nutrient history: an experimental evaluation using field microcosm. *Mar Ecol Prog Ser*. 106:273-281.
- Francescangeli F, Quijada M, Armynot du Châtelet E, Frontalini F, Trentesaux A, Billon G, Bouchet VMP. 2020. Multidisciplinary study to monitor consequences of pollution on intertidal benthic ecosystems (Hauts de France, English Channel, France): Comparison with natural areas. *Mar Env Res*. 160:105034. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105034>
- Fry B. 2006. *Stable isotope ecology*. New York: Springer. 318 p.
- García E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen [Modifications to the Köppen climate classification system]. Mexico: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía. 90 p.
- García O, Arias-Villalón V, Barquín Serrano R, Ontiveros-Mendoza M, Ortega-Saldana O. 2018. La percepción de los impactos del turismo en la comunidad de Ixtapa-Zihuatanejo, México, desde el modelo de mapas causales [Perception of tourism impacts in the Ixtapa-Zihuatanejo community, Mexico, from the causal maps model]. *Rio Grande del Sur (Brazil)*: Universidad de Caxias do Sul. 10(3):441-463. <https://doi.org/10.18226/21789061.v10i3p441>
- Gartner A, Lavery P, Smit J. 2002. Use of  $\delta^{15}\text{N}$  signatures of different functional forms of macroalgae and filter-feeders to reveal temporal and spatial patterns in sewage dispersal. *Mar Ecol Prog Ser*. 235:63-73.
- [GMZ] Gobierno Municipal de Zihuatanejo. 2022. Plan municipal de desarrollo 2021-2024 Zihuatanejo De Azueta [Municipal development plan 2021-2024 Zihuatanejo de Azueta]: GMZ; [accessed 2022 Feb 7]. <https://zihuatanejodeazueta.gob.mx/plan-de-desarrollo-municipal>.
- Google. 2021a. Bahía de Zihuatanejo (17°38'12.5" N, 101°33'03.1" W) [map]: Google; [accessed 2021 Sep 5]. <https://maps.app.goo.gl/rwK2BphbxoYGF46r7>.
- Google. 2021b. Playa Majahua, Zihuatanejo (17°38'15.9" N, 101°34'39.2" W) [map]: Google; [accessed 2021 Sep 5]. <https://maps.app.goo.gl/2orMHvJEC5UzWg3FA>.
- Granger J, Sigman M, Needoba A, Harrison J. 2004. Coupled nitrogen and oxygen isotope fractionation of nitrate during

- assimilation by cultures of marine phytoplankton. *Limnol Oceanogr.* 49(5):1763-1773.  
<https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.5.1763>
- Guerrero R, Berlanga M. 2000. Isótopos estables: fundamento y aplicaciones [Stable isotopes: basis and applications]. *Act Soc Esp Micro.* 30:17-23.
- Heaton E. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem Geol.* 59:87-102.
- [IMTA] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 2010. Estudio de Clasificación de la Bahía de Ixtapa-Zihuatanejo, Gro. [Ixtapa-Zihuatanejo Bay Classification Study, Gro.]. Guerrero (Mexico): IMTA. Technical Report: FON-CNA-2004-02-016.
- Inda T, Gómez S. 2015. Los centros integralmente planeados (CIP'S) en México = The integrally planed centers (IPC's) in Mexico. *Rev Latino-Am Turismología.* 1(1):36-53.
- [INEGI] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2009. Compendio de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, José Azueta, Guerrero [Municipal Geographic Information Report of the United Mexican States, José Azueta, Guerrero]: INEGI; [accessed 2022 Dec]. [http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos\\_geograficos/12/12038.pdf](http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/12/12038.pdf).
- [INEGI] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2020. Panorama sociodemográfico de Guerrero: Censo de Población y Vivienda 2020 [Sociodemographic panorama of Guerrero: Population and Housing Census 2020]: INEGI; [accessed 2022 Dec]. [https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva\\_estruc/702825197858.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825197858.pdf).
- Instituto de Ingeniería. 2011. Problemática Encontrada en Playa las Gatas e Isla Ixtapa en el Municipio de Zihuatanejo de Azueta, Estado de Guerrero = Problems Found in Playa las Gatas and Isla Ixtapa in the Municipality of Zihuatanejo de Azueta, State of Guerrero. Mexico City: UNAM. 86 p.
- Izurieta J, Saldaña P, Inclán L, Sánchez J, Ordoñez A, Ruíz L, Mejía T. 2014. Contaminación en la bahía de Zihuatanejo. In: Botello A V, Páez-Osuna F, Méndez-Rodríguez L, Betancourt-Lozano M, Álvarez-Borrego S, Lara-Lara R (eds.), *Pacífico Mexicano. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias.* Campeche (Mexico): UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. p. 751-788.
- Kendall C. 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. *Isotope tracers in catchment hydrology.* Amsterdam (the Netherlands): Elsevier. p. 519-576.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-81546-0.50023-9>
- Kessler S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Prog Oceanogr.* 69(2-4):181-217.  
<https://doi.org/10.1016/j.pocan.2006.03.009>
- Kim S, Park SR, Kang YH, Kim GY, Lee KS, Lee HJ, Won NI, Kil HJ. 2014. Usefulness of tissue nitrogen content and macroalgal community structure as indicators of water eutrophication. *J Appl Phycol.* 2014(26):1149-1158.  
<https://doi.org/10.1007/s10811-013-0194-1>
- Kowalewski M, Wittmer JM, Dexter TA, Amorosi A, Scarponi D. 2015. Differential responses of marine communities to natural and anthropogenic changes. *Proc Royal Soc B.* 282:1803.  
<https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2990>
- Lapointe BE, Barile PJ, Matzie WR. 2004. Anthropogenic nutrient enrichment of seagrass and coral reef communities in the Lower Florida Keys: discrimination of local versus regional nitrogen sources. *J Exp Mar Biol Ecol.* 308(1):23-58.  
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.01.019>
- Lapointe BE, Herren LW, Debortoli DD, Vogel MA. 2015. Evidence of sewage-driven eutrophication and harmful algal blooms in Florida's Indian River Lagoon. *Harmful Algae.* 43:82-102.  
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.01.004>
- Lemesle S, Erraud A, Mussio I, Rusig M, Clauquin P. 2016. Dynamics of  $\delta^{15}\text{N}$  isotopic signatures of different intertidal macroalgal species: assessment of bioindicators of N sources in coastal areas. *Mar Pollut Bull.* 110(1):470-483.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.006>
- Lemesle S, Mussio I, Rusig AM, Menet-Nédélec F, Clauquin P. 2015. Impact of seaweed beachings on dynamics of  $\delta^{15}\text{N}$  isotopic signatures in marine macroalgae. *Mar Pollut Bull.* 97(1-2):241-254.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.010>
- Lin H, Wu C, Kao J, Kao Y, Meng J. 2007. Mapping anthropogenic nitrogen through point sources in coral reefs using  $\delta^{15}\text{N}$  in macroalgae. *Mar Ecol Prog Ser.* 335:95-109.
- Lin T, Fong P. 2008. Macroalgal bioindicators (growth, tissue N,  $\delta^{15}\text{N}$ ) detect nutrient enrichment from shrimp farm effluent entering Opunohu Bay, Moorea, French Polynesia. *Mar Pollut Bull.* 56(2):245-249.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.031>
- López N, Candelaria C, Ramírez-García P, Rodríguez D. 2017. Structure and temporal dynamic of tropical turf-forming macroalgal assemblages of the western coast of Mexico. *Lat Am J Aquat Res.* 45(2):329-340.  
<https://doi.org/10.3856/vol45-issue2-fulltext-9>
- López N, León-Tejera H, González-Reséndiz L, Candelaria C, Ramírez-García P, Rodríguez D. 2022. Macroalgas arrecifales del Pacífico Centro-Sur de México: Estado del arte [Central-South Pacific reef macroalgae: State of the art]. *Hidrobiológica.* 32(3):285-293.
- Martins CDL, Arantes N, Faveri C, Batista MB, Oliveira EC, Pagliosa PR, Fonseca AL, Nunes JMC, Chow F, Pereira SB, et al. 2012. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. *Mar Pollut Bull.* 64(4):772-778.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.031>
- Mateo-Cid E, Mendoza-González C. 1997. Nuevos registros de algas marinas para Oaxaca, México [New algae records for Oaxaca, Mexico]. *Polibotanica.* 4:54-74.
- Mateo-Cid E, Mendoza-González C. 2012. Algas marinas bentónicas de la costa noroccidental de Guerrero, México [Benthic seaweed from the northwest coast of Guerrero, Mexico]. *Rev Mex Biodivers.* 83(4):905-928.  
<https://doi.org/10.7550/rmb.28104>
- McClelland JW, Valiela I, Michener RH. 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>
- Morales R, Vélez H, Mejía A, Ramírez I, Izurieta J, Saldaña P. 2008. Hidrodinámica de la Bahía de Zihuatanejo, México [Hydrodynamic of the Bay of Zihuatanejo, Mexico]. XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica Cartagena de Indias Colombia, Septiembre 2008. Colombia. 15 p.
- Nava H, Ramírez-Herrera T. 2011. Government conservation policies on Mexican coastal areas: is "top-down" management working. *Rev Biol Trop.* 59(4):1487-1501.
- Nava H, Ramírez-Herrera M, Figueroa-Camacho G, Villegas-Sanchez M. 2014. Habitat characteristics and environmental factors related to boring sponge assemblages on coral reefs near populated coastal areas on the Mexican Eastern Pacific coast. *Mar Biodivers.* 44:45-54.
- Nava H, López N, Ramírez-García P, Garibay-Valladolid E. 2021. Contrasting effects of the El Niño 2015-16 event on coral reefs from the central pacific coast of Mexico. *Mar Ecol.* 42(2):e12630.  
<https://doi.org/10.1111/maec.12630>

- Newman EA. 2019. Disturbance Ecology in the Anthropocene. *Front Ecol Evol.* 7:147. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00147>
- Ochoa-Izaguirre MJ, Soto-Jiménez MF. 2013. Evaluation of nitrogen sources in the lagoon system of Urias, Gulf of California, based on stable isotopes in macroalgae = Evaluación de las fuentes de nitrógeno en el sistema lagunar de Urias, golfo de California, mediante el uso de isótopos estables en macroalgas. *Cienc Mar.* 39(4):413-430. <http://doi.org/10.7773/cm.v39i4.2285>
- Ochoa-Izaguirre MJ, Soto-Jiménez MF. 2015. Variability in nitrogen stable isotope ratios of macroalgae: consequences for the identification of nitrogen sources. *J Phycol.* 51(1):46-65. <https://doi.org/10.1111/jpy.12250>
- Ochoa-Izaguirre M, Voltolina D, Victorino-Sánchez G. 2017. Nitrogen, Phosphorus and N: P ratio in macroalgae of two Lagoon Systems of NW Mexico. *Turkish J Fish Aquat Sci.* 17(5):911-919.
- Orlando-Bonaca M, Lipej L, Orfanidis S. 2008. Benthic macrophytes as a tool for delineating, monitoring and assessing ecological status: The case of Slovenian coastal waters. *Mar Pollut Bull.* 56(4):666-676. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.12.018>
- Pedersen F, Borum J. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Mar Ecol Prog Ser.* 142:261-272.
- Peterson BJ, Fry B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann Rev Ecol Syst.* 18(1):293-320. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.001453>
- Piñón-Gimate A, Soto-Jiménez MF, Ochoa-Izaguirre MJ, García-Pagés E, Páez-Osuna, F. 2009. Macroalgae blooms and  $\delta^{15}\text{N}$  in subtropical coastal lagoons from the Southeastern Gulf of California: Discrimination among agricultural, shrimp farm and sewage effluents. *Mar Pollut Bull.* 58(8):1144-1151. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.004>
- Piñón-Gimate A, Espinosa-Andrade N, Sánchez A, Casas-Valdez M. 2017. Nitrogen isotopic characterization of macroalgae blooms from different sites within a subtropical bay in the Gulf of California. *Mar Pollut Bull.* 116(1-2):130-136. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.075>
- Planea Tropical S. de R.L. de C.V. 2015. Actualización plan director de desarrollo urbano Zihuatanejo-Ixtapa 2015-2030 [Update Master Plan for Urban Development Zihuatanejo-Ixtapa 2015-2030]. Zihuatanejo (Mexico): Gobierno de Zihuatanejo. Urban Development Plan. 203 p.
- Portugal AB, Lopes-Carvalho F, Oliveira SM, Horta PA, Castro-Nunes JM. 2017. Structure of macroalgal communities on tropical rocky shores inside and outside a marine protected area. *Mar Environ Res.* 130:150-156. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.019>
- Ramírez-López P. 2020. Diagnóstico de la problemática de la contaminación del agua en el estero de las Salinas, Zihuatanejo, Guerrero [Diagnosis of the problem of water pollution in the Salinas estuary, Zihuatanejo, Guerrero]. Morelia (Michoacán, Mexico): Universidad Nacional Autónoma de México. 152 p.
- Rodríguez E. 2016. Estacionalidad de la hidrografía y la circulación en el Pacífico tropical frente a México y áreas adyacentes con énfasis en la Corriente Costera Mexicana [Seasonality of hydrography and circulation in the tropical Pacific off Mexico and adjacent areas with emphasis on the Mexican Coastal Current]. Ensenada (Baja California, Mexico): CICESE. 98 p.
- Rogers K. 2003. Stable carbon and nitrogen isotope signatures indicate recovery of marine biota from sewage pollution at Moa Point, New Zealand. *Mar Pollut Bull.* 46(7):821-827. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00097-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00097-3)
- Sandoval-Coronado BA, López-Gómez NA. 2021. Patrones de abundancia y distribución de macroalgas del arrecife coralino de Ixtapa, Zihuatanejo, Guerrero [Macroalgae abundance and distribution patterns of the coral reef of Isla Ixtapa, Zihuatanejo, Guerrero]. *Cien Mar.* 25(73):57-71. <https://doi.org/10.59673/cym.v25i73>
- [SECTUR] Secretaría de Turismo. 2014. Estudio de Competitividad Turística del Destino Ixtapa-Zihuatanejo, Gro [Tourist Competitiveness Study of Ixtapa-Zihuatanejo, Gro]. Chilpancingo de los Bravo (Mexico): Universidad de Guerrero, SECTUR. Technical Report. 487 p.
- [SEMAR] Secretaría de Marina. 2003. Estudio exploratorio de las condiciones oceanográficas en el espigón de Puerto Mío en la Bahía de Zihuatanejo, Gro. Manzanillo [Exploratory study of the oceanographic conditions in the breakwater of Puerto Mío at the Bay of Zihuatanejo, Gro. Manzanillo]. Colima (Mexico): Instituto Oceanográfico del Pacífico. Technical Report. 69 p.
- [SEMAR] Secretaría de Marina. 2021. Información diversa, Nivel de referencia, Planos de mareas referidos al nivel de bajamar media inferior [Diverse information, Reference Level, Tidal planes referring to the lower mean low tide level]: SEMAR; [accessed 2022 Apr 19]. [https://oceanografia.semar.gob.mx/telemis/CROQUIS%20PACIFICO/37%20ZIHUA24\\_NBMI.pdf](https://oceanografia.semar.gob.mx/telemis/CROQUIS%20PACIFICO/37%20ZIHUA24_NBMI.pdf)
- Senado de la República. 2015. Punto de acuerdo que exhorta al titular del ejecutivo federal a implementar un proyecto integral de rescate de la Laguna de Las Salinas, zonas aledañas y de la playa principal en Zihuatanejo de Azueta, Guerrero [Resolution urging the leader of the federal executive to implement a comprehensive rescue initiative for Laguna de Las Salinas, its surrounding areas, and the primary beach of Zihuatanejo de Azueta, Guerrero]: Senado de la Republica; [accessed 2022 Apr 19]. [https://infosen.senado.gob.mx/srgsp/gaceta/62/3/2015-04-16-1/assets/documentos/DICT\\_Med\\_Amb\\_Laguna\\_Las\\_Salinas.pdf](https://infosen.senado.gob.mx/srgsp/gaceta/62/3/2015-04-16-1/assets/documentos/DICT_Med_Amb_Laguna_Las_Salinas.pdf)
- Taylor WR. 1945. Pacific Marine Algae of the Allan Hancock Expeditions to the Galapagos Islands. Allan Hancock Pacific Expeditions. 12(1):1-528.
- Thorner SC, DiMilla P, Nixon SW, McKinney RA. 2008. Natural and anthropogenic nitrogen uptake by bloom-forming macroalgae. *Mar Pollut Bull.* 56(2):261-269. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.10.031>
- Umezawa Y, Miyajima T, Yamamuro M, Kayanne H, Koike I. 2002. Fine-scale mapping of land-derived nitrogen in coral reefs by  $\delta^{15}\text{N}$  in macroalgae. *Limnol Oceanogr.* 47(5):1405-1416. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.5.1405>
- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr P, Hersh D, Foreman K. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol Oceanogr.* 42(5):1105-1118.
- Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I. 2013. Spatial variability in intertidal macroalgal assemblages on the North Portuguese coast: consistence between species and functional group approaches. *Helgol Mar Res.* 67(1):191-201. <https://doi.org/10.1007/s10152-012-0315-2>
- Viana IG, Bode A. 2013. Stable nitrogen isotopes in coastal macroalgae: Geographic and anthropogenic variability. *Sci Total Environ.* 443:887-895. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.065>
- Wang Y, Liu D, Richard P, Di B. 2016. Selection of effective macroalgal species and tracing nitrogen sources on the different

- part of Yantai coast, China indicated by macroalgal  $\delta^{15}\text{N}$  values. *Sci Total Environ.* 542(Part A):306-314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.059>
- Worm B, Lenihan H. 2013. *Threats to Marine Ecosystems. Marine Community Ecology and Conservation.* Sunderland (USA): Sinauer Associates, Inc. 476 p.
- Zhai T, Wang J, Fang Y, Qin Y, Huang L, Chen Y. 2020. Assessing ecological risks caused by human activities in rapid urbanization coastal areas: Towards an integrated approach to determining key areas of terrestrial-oceanic ecosystems preservation and restoration. *Sci Total Environ.* 708:135153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135153>