



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

DINÁMICA DE ACUMULACIÓN DE ARSÉNICO EN RELACIÓN A
OTROS ELEMENTOS TRAZA Y POLISACÁRIDOS DE LA PARED
CELULAR DE *Sargassum* spp. DE ARRIBAZONES.

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctora en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Biología Marina)

P r e s e n t a

Paulina Annette Ortega Flores

La Paz, Baja California Sur, marzo de 2023.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12:00 horas del día 20 del Mes de enero del 2023, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"DINÁMICA DE ACUMULACIÓN DE ARSÉNICO EN RELACIÓN A OTROS ELEMENTOS TRAZA Y POLISACÁRIDOS DE LA PARED CELULAR DE *Sargassum* spp. DE ARRIBAZONES"

Presentada por la alumna:

Paulina Annette Ortega Flores

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Biología Marina**

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

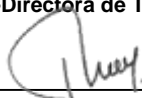
LA COMISIÓN REVISORA



Dra. Lía C. Méndez Rodríguez
Co-Directora de Tesis



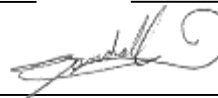
Dra. Elisa Serviere Zaragoza
Co-Directora de Tesis



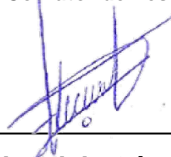
Dr. Daniel Robledo Ramírez
Co-Tutor de Tesis



Dra. Yolanda Freile Pelegrín
Co-Tutora de Tesis



Dr. Juan Antonio de Anda Montañez
Co-Tutor de Tesis



Dra. Gracia Alicia Gómez Anduro,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos

La Paz, Baja California Sur, a 20 de enero del 2023.

Los miembros del comité de tesis del (1a) estudiante Paulina Annette Ortega Flores del Programa de Doctorado en Ciencias en Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

- Herramienta antiplagio:
iThenticate
- Filtros utilizados:
Citas excluidas
Bibliografía excluida
- Porcentajes de similitud: 14%
Se muestra captura de pantalla



Citas excluidas
Bibliografía excluida
14%
SIMILAR

Resumen de Coincidencias

Rank	Source	Words	Similarity
1	Internet	495 palabras Copiado el 17-May-2019 es.scribd.com	2%
2	Crossref	493 palabras Paulina Annette Ortega-Flores, Elisa Serviere-Zaragoza, Juan Antonio De Anda-Montañez, Yolanda Freile-Pelegrín et	2%
3	Internet	400 palabras Copiado el 15-Jun-2022 cibnor.repositorioinstitucional.mx	2%
4	Internet	275 palabras Copiado el 10-Dic-2022 www.solabiaa.org	1%
5	Internet	193 palabras Copiado el 29-Ago-2022 www.researchgate.net	1%
6	Internet	133 palabras hdl.handle.net	1%

Versión solo texto del ...

Firmas del comité



Dra. Lía C. Méndez Rodríguez



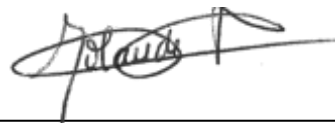
Dra. Elisa Serviere Zaragoza



Dr. Juan Antonio de Anda
Montañez



Dr. Daniel Robledo Ramírez



Dra. Yolanda Freile Pelegrín

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Directora de Tesis

Dra. Elisa Serviere Zaragoza
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Directora de Tesis

Dr. Juan Antonio de Anda Montañez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Daniel Robledo Ramírez
Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Unidad Mérida.
Co-Tutor de Tesis

Dra. Yolanda Freile Pelegrín
Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Unidad Mérida.
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez
Dra. Elisa Serviere Zaragoza
Dr. Juan Antonio de Anda Montañez
Dr. Daniel Robledo Ramírez
Dra. Yolanda Freile Pelegrín

Jurado de Examen

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez
Dra. Elisa Serviere Zaragoza
Dr. Juan Antonio de Anda Montañez
Dr. Daniel Robledo Ramírez
Dra. Yolanda Freile Pelegrín

Suplentes

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Dra. Erika Vázquez Delfín

Resumen

La frecuencia e intensidad del fenómeno de arribazón de macroalgas marinas ha ido en aumento a nivel mundial. En el Caribe Mexicano, se ha identificado a especies pelágicas de algas pardas del género *Sargassum* como dominantes en estos arribazones. La gran cantidad de material que arriba a la costa ha resaltado la necesidad de generar información sobre la biología y composición química de las especies presentes en este fenómeno, la cual pueda ser incorporada en futuras estrategias sustentables de aprovechamiento de la biomasa arribada. En el presente estudio se determinaron las concentraciones totales de arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), cobre (Cu), hierro (Fe) y zinc (Zn) en *S. fluitans*, *S. natans* I, *S. natans* VIII, recolectadas mensualmente durante un año, en Puerto Morelos, Quintana Roo, México mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA). Para As, se determinó el contenido de su especie química inorgánica (iAs) en los tres morfotipos mediante voltametría. Adicionalmente, en *S. fluitans* se determinó el contenido de alginato, fucoidano, ácidos urónicos y sulfatos y se identificaron las variables de contribución significativa en la acumulación de As a partir de un Modelo Lineal Generalizado (GLM). La presencia de As se detectó en el 100% de las muestras; seguido de Fe (98%), Zn (90%), Cu (78%), Pb (71%) y Cd (65%). Las concentraciones máximas obtenidas en las especies pelágicas de *Sargassum* fueron de 255.20 mg kg⁻¹ para As, 3.75 mg kg⁻¹ para Cd, 17.39 mg kg⁻¹ para Pb, 6.44 mg kg⁻¹ para Cu, 78.27 mg kg⁻¹ para Fe y 33.25 mg kg⁻¹ para Zn. En general, las concentraciones promedio de los elementos analizados se encuentran en rangos previamente reportados para algas pardas. Los elementos As, Cu, Fe y Pb presentaron diferencias estadísticamente significativas entre morfotipos, mientras que los elementos Cd y Zn no. El morfotipo *S. natans* VIII presentó las concentraciones más elevadas de As respecto a las especies *S. fluitans* y *S. natans* I, siendo la temporada de lluvias (julio a octubre) cuando se presentaron las concentraciones más elevadas de este elemento. En cuanto al iAs, este representó del 14.15% al 81.70 % del As total (TotAs), lo que corresponde a 12.69 mg kg⁻¹ a 62.93 mg kg⁻¹. El polisacárido alginato y los ácidos urónicos del fucoidano en *S. fluitans*, presentaron diferencias significativas entre temporadas a lo largo del año. En *S. fluitans*, se identificaron a las variables: Cu, ácidos urónicos y sulfatos del fucoidano, como variables que contribuyen significativamente a la acumulación de As. Es importante conocer la dinámica de los distintos componentes del sargazo para la toma de decisiones respecto al uso y aprovechamiento seguro de este recurso, así como la generación de conocimiento básico respecto al proceso de acumulación de metales en *Sargassum* de arribazón.

Palabras Claves: Caribe Mexicano, arribazones, macroalgas, metales pesados.

ORCID: 0000-0003-3543-9470

Vo. Bo.
Co-Directores de Tesis



Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez



Dra. Elisa Serviere Zaragoza

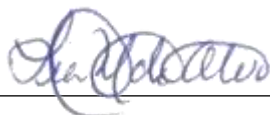
Summary

The frequency and intensity of the seaweed massive influx and arrival phenomenon has been increasing globally. On Mexican shores, has been identified to pelagic species of brown algae of genus *Sargassum* as dominant in these events. The large amount of material that reaches to the coast, has highlighted the need to generate basic information about the biology and chemical composition of the species present in the arrival phenomenon to be incorporated into future sustainable strategies for the use of *Sargassum* biomass. In the present study, the total concentrations were determined for arsenic (As), cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu), iron (Fe) and zinc (Zn) in *S. fluitans*, *S. natans* I, *S. natans* VIII, collected monthly during one year, in Puerto Morelos, Quintana Roo, Mexico. For As, the content of its inorganic chemical species (iAs) was determined. Additionally, in *S. fluitans* the content of alginate, fucoidan, uronic acids and sulfates was determined and a Generalized Linear Model (GLM) was developed to identify the variables of significant contribution in the accumulation of As. The presence of As was detected in 100% of the samples; followed by Fe (98%), Zn (90%), Cu (78%), Pb (71%) and Cd (65%). The maximum concentrations obtained in the pelagic *Sargassum* species were 255.20 mg kg⁻¹ for As, 3.75 mg kg⁻¹ for Cd, 17.39 mg kg⁻¹ for Pb, 6.44 mg kg⁻¹ for Cu, 78.27 mg kg⁻¹ for Fe y 33.25 mg kg⁻¹ for Zn. Mean concentrations are in ranges previously reported for brown algae. The elements As, Cu, Fe and Pb showed statistically significant differences between morphotypes, while the elements Cd and Zn did not. The *S. natans* VIII morphotype presented the highest As concentrations respect to *S. fluitans* and *S. natans* I species, being the rainy season (July to October) when the highest concentrations was presented. –Regard to iAs. this represented from 14.15% to 81.70% of the total As (TotAs) which corresponds to 12.69 mg kg⁻¹ to 62.93 mg kg⁻¹. In *S. fluitans*, identified the variables: Cu, uronic acids and sulfates from fucoidan, as variables that contribute significantly to the accumulation of As. Monitoring of the diverse components of sargazo is important for the decision making regarding the safe use and exploitation of this resource, as well as, the generation of basic knowledge regarding the process of metal accumulation in *Sargassum* upwelling.

Keywords: Mexican Caribbean, Massive influxes, macroalgae, heavy metals

ORCID: 0000-0003-3543-9470

Vo. Bo.
Co-Directores de Tesis



Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez



Dra. Elisa Serviere Zaragoza

Dedicatoria

“Caminando en línea recta no puede uno llegar muy lejos” -Antoine de Saint Exupéry

***A André Paul
Siempre***

“Ojalá pudiera ser tan misterioso como un gato”-Edgar Allan Poe

A Iván

“Una forma de abrir los ojos es preguntarse:” ¿Qué pasaría si nunca hubiera visto esto antes? ¿Y si supiera que nunca lo volvería a ver? ” - Rachel Carson

A mi madre

“El ingenio sin medida es el mayor tesoro de un hombre” – RR

A la muggle que aún espera su carta

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para realizar mis estudios de nivel Doctorado (#702407).

A los proyectos CONACyT, PN215-01-575 y CB-2017-2018: A1-S-26700 por el financiamiento del trabajo experimental e investigación.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. por las facilidades otorgadas para desarrollar mi trabajo de investigación.

Al Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN (CINVESTAV), Unidad Mérida, por la estancia realizada, por el uso de las instalaciones y todas las facilidades brindadas para llevar a cabo el trabajo experimental.

A mis Co-Directoras Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez y Dra. Elisa Serviere Zaragoza, por aceptarme para realizar esta tesis Doctoral bajo su Co-Dirección, por el tiempo dedicado y conocimiento brindado, pero sobre todo por ser mi guía durante este proceso. Gracias por sus enseñanzas y motivación.

A mis Co-Tutores Dr. Juan Antonio De Anda Montañez, Dr. Daniel Robledo y la Dra. Yolanda Freile Pelegrín, por su aporte, colaboración con sus comentarios y sugerencias oportunas en mi trabajo de tesis.

Al personal del departamento de Posgrado, Dra. Gracia Alicia Gómez Anduro, Lic. Osvelia Ibarra Morales, Lic. Leticia González Rubio, Tania Verónica Núñez Valdez e Ing. Horacio Sandoval Gómez por su asesoría en los trámites de becas y apoyos.

A los técnicos M.C. Baudilio Acosta Vargas, IBQ. Griselda Peña Armenta y QB. Emerson Zuñiga Mayoral, del Laboratorio de Espectrofotometría de Absorción Atómica del CIBNOR por su apoyo y asesoría en el procesamiento de las muestras.

A los técnicos I.Q. Crescencia Chávez Quinta y Dr. Edgar E. Caamal Fuentes de los Laboratorios de Fotoquímica Marina y Ficología aplicada del CINVESTAV, Unidad Mérida, por su apoyo y las facilidades brindadas para el análisis de Laboratorio durante la estancia de trabajo. Así como, a los compañeros de Laboratorio Dr. Román Manuel Vásquez-Elizondo, Dra. Erika Vázquez Delfín y M. C. Enrique Gilberto Zepeda Lupio por sus aportaciones, apoyo y amistad durante la estadía en Mérida.

A la técnico M.C. Alejandra Mazariegos Villareal del Laboratorio de Macroalgas del CIBNOR por su apoyo en el procesamiento de muestras.

Al Dr. Matthieu Waeles y el M.C. Tristan Gobert del Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin (LEMAR), por su asesoría y todas las facilidades brindadas para los análisis de Laboratorio durante la estancia de investigación. También al Dr. Edouard Kraffe por su guía y ayuda en el proceso de la estancia en Francia.

A mis compañeros y amigos de ciencia, pero también de la vida, cDr. José Corona, Dr. Esteban Velázquez Lizárraga y Dra. Crystal Guluarte, por siempre estar, por haber compartido dudas, consejos, conocimiento y risas durante la vida académica y personal. Espero seguir compartiendo experiencias y crecimiento con ustedes.

A mi familia, mi madre y hermanos por seguir apoyándome en este camino, muchas veces incierto, pero siempre teniendo su apoyo incondicional para cumplir mis sueños. Gracias por ser mi tribu de acompañamiento.

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Contenido.....	vi
Lista de figuras.....	viii
Lista de tablas.....	x
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES.....	4
2.1 Género <i>Sargassum</i>	4
2.2 Especies pelágicas de <i>Sargassum</i>	5
2.2.1 <i>Sargassum fluitans</i> (Børgesen) Børgesen	5
2.2.2 <i>Sargassum natans</i> (Linnaeus) Gaillon.....	6
2.3 Morfotipos de <i>Sargassum</i> que conforman las arribazones en el Caribe Mexicano	6
2.4 Acumulación de metales por macroalgas cafés	8
2.5 Pared celular de macroalgas cafés	13
2.5.1 Alginato	14
2.5.2 Fucoidano.....	15
2.6 Metales pesados y elementos traza metálicos en el ambiente marino.....	18
2.7 Arsénico	19
2.7.1. Especies químicas del arsénico en macroalgas cafés	20
3. JUSTIFICACIÓN	24
4. HIPOTESIS.....	25
5. OBJETIVOS.....	26
5.1 Objetivo general	26
5.2 Objetivos particulares.....	26
6. MATERIALES Y MÉTODOS.....	27
6.1 Sitio de estudio	27
6.2 Recolecta de material algal	27
6.3 Cuantificación de elementos traza	28
6.4 Extracción y cuantificación de polisacáridos	29
6.5 Determinación de arsénico inorgánico (As III + V) en especies y morfotipos de <i>Sargassum</i> pelágico.....	30
6.6 Análisis estadísticos	31
7. RESULTADOS	34
7.1. Concentraciones de elementos traza en <i>Sargassum</i> pelágico	34
7.2 Variación temporal de los elementos traza	35
7.2.1 <i>Sargassum fluitans</i>	38
7.2.2 <i>Sargassum natans</i> I.....	38
7.2.3 <i>Sargassum natans</i> VIII.....	39
7.3 <i>Sargassum fluitans</i> : Contenido de polisacáridos y grupos funcionales	40
7.3.1 Variación temporal de alginato y grupos funcionales	40
7.3.2 Variación temporal de fucoidano y grupos funcionales	40
7.4 Contribución de variables en la acumulación de As por <i>Sargassum fluitans</i>	43

7.5 Contenido de iAs (As III + V) en especies y morfotipos de <i>Sargassum</i> pelágico	46
8. DISCUSIÓN	51
8.1 Concentraciones de elementos traza y variación temporal en <i>Sargassum</i> pelágico.....	51
8.2 Contenido de iAs (As III + V) en especies y morfotipos de <i>Sargassum</i> pelágico	54
8.3 <i>Sargassum fluitans</i> : Contenido de polisacáridos y grupos funcionales	57
8.3.1 Variación temporal de polisacáridos y grupos funcionales	57
8.3.2 Contribución de variables en la acumulación de As por <i>Sargassum fluitans</i>	60
9. CONCLUSIONES	63
10. LITERATURA CITADA	65
11. ANEXOS	77
ANEXO A. Concentración (mg kg^{-1}) de elementos en especies pelágicas de <i>Sargassum</i> spp. de la costa de Quintana Roo, México.....	77
ANEXO B. Ponderación de las variables predictoras para construir un modelo múltiple por enfoque de ponderación gradual para explicar la acumulación de As en <i>Sargassum fluitans</i> ..	80
ANEXO C. Artículo publicado. Trace elements in pelagic <i>Sargassum</i> species in the Mexican Caribbean: Identification of key variables affecting arsenic accumulation in <i>S. fluitans</i>	83
ANEXO D. Artículo sometido. Inorganic arsenic in holopelagic <i>Sargassum</i> spp. stranded in the Mexican Caribbean seasonal variations and comparison of levels according to the regulations for the proper use of the biomass	95

Lista de figuras

Figura 1. Ubicación de las zonas hábitat del Sargassum pelágico. Sargasso Sea = Mar de los Sargazos. Great Atlantic Sargassum Belt = Gran Cinturón de Sargazos del Atlántico (Lopez et al., 2021).....	5
Figura 2. Especies pelágicas de <i>Sargassum</i> . a) <i>S. fluitans</i> b) <i>S. natans</i> . Tomado de: M.D. Guiry in Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2022. <i>AlgaeBase</i> . World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org	6
Figura 3. Características morfológicas de las especies pelágicas de <i>Sargassum</i> . a) apariencia grupal, b) ejes con/sin espinas, c) vesículas con/sin espinas, d) tamaño de hoja (Schell et al., 2015).....	7
Figura 4. Esquema de la pared celular de algas café (Ortega-Flores et al., 2022).....	13
Figura 5. Estructura química del alginato. a) monómeros, ácido manurónico (M) y ácido gulurónico (G). b) polímero de alginato. c) secuencias en cadena de los monómeros (M y G) en el alginato (Smidsrod y Draget, 1996).....	15
Figura 6. Estructura química del fucoidano. Ésteres de sulfato con bloques L-fucosa como mayor componente.....	16
Figura 7. Ubicación del sitio de estudio: Puerto Morelos, QRoo.....	27
Figura 8. Diferencias entre especies y morfotipos de Sargassum pelágico en los elementos a) arsénico, b) cobre, c) hierro, d) plomo en especies y morfotipos de Sargassum pelágico de la costa de Quintana Roo, México a través de un ciclo anual, (2018-2019). Letras diferentes denotan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre temporadas dentro de cada especie.....	35
Figura 9. Variación mensual y temporal en la concentración de elementos traza (mg kg ⁻¹) a) arsénico, b) cadmio, c) cobre, d) hierro, e) plomo, y f) zinc en especies y morfotipos de Sargassum pelágico de la costa de Quintana Roo, México a través de un ciclo anual, (2018-2019). Valores reportados son promedio \pm error estándar.....	36
Figura 10. Variación mensual y temporalidad en la concentración de elementos traza en a) polisacáridos, b) sulfatos, and c) ácidos urónicos (% dw) en Sargassum fluitans de la costa de Quintana Roo, México a través de un ciclo anual, (2018-2019). Valores reportados son promedio \pm error estándar.	42
Figura 11. Resultados del análisis de residuales por el modelo de acumulación de arsénico por Sargassum fluitans.....	44
Figura 12. Efectos de las variables en la acumulación de arsénico en Sargassum fluitans por el modelo GLM. a) temporada, b) cobre, c) ácidos urónicos en fucoidano, d) sulfato en fucoidano, e) hierro.....	45
Figura 13. Porcentaje de efectos independientes de la partición jerárquica (HP) del modelo de acumulación de arsénico en Sargassum fluitans.	46
Figura 14. Concentración (mg kg ⁻¹) de arsénico inorgánico (iAs) en el contenido de arsénico total (TotAs) en Sargassum pelágico de la costa de Quintana Roo, México durante un ciclo anual (2018-2019). Valores representan el promedio. En octubre, no se observaron los morfotipos <i>S. natans</i> I y <i>S. natans</i> VIII.....	47
Figura 15. Porcentaje de iAs en Sargassum pelágico de la costa de Quintana Roo, México durante un ciclo anual (2018-2019). Valores representan el promedio y error estándar. En octubre, no se observaron los morfotipos <i>S. natans</i> I y <i>S. natans</i> VIII. Líneas rojas delimitan valores máximos permitidos de iAs en diversas aplicaciones.	47

Figura 16. Distribución de los datos obtenidos de las concentraciones de arsénico inorgánico a) Concentraciones de iAs respecto al contenido total de arsénico b) porcentaje de iAs presente respecto al TotAs. Datos se presentan en (mg kg ⁻¹).	48
Figura 17. Contenido de arsénico inorgánico (iAs) en Sargassum pelágico de la costa de Quintana Roo, México durante un ciclo anual (2018-2019) por temporadas. Valores representan la mediana, primer cuartil y tercer cuartil.	49
Figura 18. Contenido de arsénico inorgánico (iAs) en especies y morfotipos de Sargassum pelágico de la costa de Quintana Roo, México durante un ciclo anual (2018-2019). Valores representan la mediana, primer cuartil y tercer cuartil.....	50

Lista de tablas

Tabla 1. Concentración de elementos traza (mg kg^{-1} , dw) en especies y morfotipos de <i>Sargassum</i> pelágico y bentónico en diversos sitios del océano Atlántico	10
Tabla 2. Concentración de polisacáridos y grupos funcionales (% dw) en <i>Sargassum pelágico</i> en el Océano Atlántico	17
Tabla 3. Niveles de arsénico (ppm) en <i>Sargassum</i> pelágico, reporte en peso seco.....	22
Tabla 4. Factores estudiados que pueden influir en la acumulación de arsénico en <i>Sargassum fluitans</i>	33
Tabla 5. Concentración (mg kg^{-1}) de elementos traza en <i>Sargassum</i> spp. de la costa de Quintana Roo, México a través del ciclo anual (2018-2019).	34
Tabla 6. Concentración promedio (mg kg^{-1}) de elementos traza en especies y morfotipos de <i>Sargassum</i> por temporada de la costa de Quintana Roo, México	37
Tabla 7. Porcentaje promedio (peso seco) \pm desviación estándar (DS) de alginato y fucoidano en <i>Sargassum fluitans</i>	41
Tabla 8. Concentración de polisacáridos y grupos funcionales en <i>Sargassum fluitans</i> (% dw) por temporada en la costa de Quintana Roo, México.....	43
Tabla 9. Estadísticos de bondad de ajuste, parámetros estimados y error estándar (SE) del modelo lineal generalizado para describir la acumulación de arsénico en <i>Sargassum fluitans</i> ...	44

1. INTRODUCCIÓN

Los florecimientos masivos atípicos de macroalgas y las arribazones (Taylor, 1935) han ido en aumento a nivel global (Liu *et al.*, 2013; Dreckmann y Senties, 2013; Franks, 2016; Rodríguez-Martínez 2016; van Tussenbroek, 2017, Wang *et al.*, 2020). Las arribazones se caracterizan por la afluencia intensiva e inusual de macroalgas a la costa, pertenecientes a cualquiera de los Phylum en los que se ubican las macroalgas, Chlorophyta (algas verdes), Ochrophyta (algas cafés) o Rodophyta (algas rojas). En estos eventos la diversidad taxonómica depende de factores como la localización geográfica, eventos ficoflorísticos cercanos y la estacionalidad de las especies algales involucradas (Dreckmann y Senties, 2013). En el año 2011 se registraron las primeras arribazones de macroalgas cafés del género *Sargassum* en el Mar Caribe, siendo particularmente identificadas las únicas dos especies pelágicas: *Sargassum fluitans* y *Sargassum natans* (Parr, 1939; Franks *et al.*, 2012; Dreckmann y Senties, 2013; Smetacek y Zingone, 2013).

Para el Caribe Mexicano, éstas arribazones se presentaron en 2014, registrándose en los años 2015 y 2018 los picos más altos en la acumulación de biomasa hasta el momento (Franks, 2016; van Tussenbroek, 2017; Vázquez-Delfín *et al.*, 2021) y que se ha seguido presentando a la fecha según datos del *Sargassum* Watch System de la Universidad de Florida (SaWS, 2022). Se ha reportado que, la cantidad de *Sargassum* pelágico en el Mar de los Sargazos (región del océano Atlántico norte con una extensión de cerca de dos millones de millas cuadradas donde se ubica el sargazo pelágico), se ha mantenido relativamente constante de 2011 a la fecha (Goodwin *et al.*, 2022) con una estimación aproximada de biomasa de sargazo entre 4 y 11 millones de toneladas en peso fresco (Dreckmann y Senties, 2013). En contraste, las cantidades en el Atlántico occidental tropical a partir del 2011 han aumentado 25 veces la media y en 2014 fueron 300 veces mayores que el registro histórico de esta misma zona (Schell *et al.*, 2015). En dichas arribazones del Caribe, se ha registrado la presencia de las especies pelágicas *S. fluitans* y *S. natans*, además de un morfotipo denominado *S. natans* VIII, el cual no había sido observado desde los años 30 (Dibner *et al.*, 2021).

Al rastrear el origen de éstas arribazones, se ha planteado que estas especies y morfotipos no provienen únicamente y/o directamente del Mar de los Sargazos. Recientemente, se ha descrito mediante imágenes satelitales de las masas de sargazo pelágico (Gower *et al.*, 2013), que

proviene de la Región de Recirculación Ecuatorial del Norte (NERR, por sus siglas en inglés) siendo éste un nuevo lugar de aporte de *Sargassum* frente a las costas de Brasil (Franks *et al.*, 2012). De acuerdo con el análisis de Goodwin *et al.* (2022), de 10 años de observaciones de campo entre el Océano Atlántico Norte y el Mar Caribe, aunque el Mar de los Sargazos fue la primera zona “delimitada” del Atlántico Tropical con *Sargassum* pelágico, en la actualidad, su presencia se ha extendido hasta el Atlántico Ecuatorial, Mar Caribe, y Golfo de México, donde se denomina Gran Cinturón de Sargazos del Atlántico (GASB) (Wang *et al.*, 2019). De acuerdo a estas observaciones, indican que esta nueva zona se mantiene de forma independiente a la zona del Mar de los Sargazos (Fig. 1).

Entre las posibles causas a las que se le atribuye la afluencia masiva de macroalgas y por consecuencia a las arribaciones de *Sargassum*, es al incremento en la temperatura de los océanos, cambios de corrientes marinas y de los vientos, y a las condiciones antropogénicas que influyen en la eutrofización de zonas costeras (Williams y Feagin, 2010; Smetacek y Zingone, 2013). Se ha identificado que la productividad de *S. natans* en el Mar de los Sargazos se relaciona con la disponibilidad de nutrientes como el fósforo (P) y nitrógeno (N). Dicha productividad incrementa significativamente en aguas costeras dado el aumento en el aporte de estos elementos en esta zona, mientras que se limita por la escasez de nutrientes en las aguas oceánicas de Norteamérica (Lapointe, 1995). Respecto a esto, Gobert *et al.* (2022), identifica que la mayor acumulación de As en *Sargassum* pelágico en condiciones donde el P es limitado, es debido a la competencia en el transportador de fosfato entre el arsenato (As V) y el fosfato (PO_4^{3-}), mostrando una cierta capacidad de *Sargassum* pelágico para depurar su contenido de As en la zona costera tras el intercambio competitivo con metales terrígenos.

El fenómeno de las arribaciones recientes de *Sargassum* han tenido un impacto, principalmente considerado negativo, tanto en el sector socioeconómico, turístico y ecológico, ya que se considera basura playera y su acumulación y descomposición afecta los ecosistemas costeros y la salud humana. Solamente en el Caribe Mexicano su remoción y manejo representó una inversión aproximada de 60 millones de pesos en el periodo 2014-2015 (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016; Robledo *et al.*, 2021).

Por lo tanto, la llegada de estos arribazones ha motivado el planteamiento de diversas interrogantes cómo: ¿De dónde provienen estas masas de sargazo? ¿Cuál es la dinámica espacial y temporal de la composición de especies en la arribazón? ¿Caracterización química del recurso? ¿Cuáles podrían ser usos potenciales de la biomasa?, entre otras. En este contexto, la presente propuesta se adentra en la caracterización química del recurso, y tiene como finalidad conocer las concentraciones de los principales elementos considerados tóxicos, tales como el arsénico (As), metales pesados como el cadmio (Cd) y el plomo (Pb), pero también de otros elementos traza metálicos como el cobre (Cu), hierro (Fe) y zinc (Zn), así como conocer su variación en el tiempo y entre las especies y morfotipos de sargazo que conforman la arribazón. Esto con el objetivo de establecer una línea base que permita tener la información mínima necesaria del contenido de estos elementos y así dirigir el uso seguro del recurso; así como profundizar en la característica que presentan las algas café en la acumulación de metales, especialmente el metaloide As (Almela *et al.*, 2002; Farré *et al.*, 2009). Esto debido a que en comparación con las macroalgas verdes y rojas, las macroalgas café, han demostrado una mayor capacidad de adsorción de metales, sobresaliendo las algas del orden Laminariales y Fucales. Entre estas últimas, destacan las del género *Sargassum*, que presentan gran capacidad para remover Pb, Cd, Cu y Zn (Figueira *et al.*, 1999; Davis *et al.*, 2003a; Sheng *et al.*, 2004; Romera *et al.*, 2007). La capacidad de remover metales que presenta el sargazo involucra mecanismos complejos influenciados por múltiples factores, como la naturaleza propia del elemento, grupos funcionales como sitio de unión, pH, concentración del metal, entre otros (Davis *et al.*, 2003a). El abordar el estudio del contenido de elementos de interés toxicológico, como los son el As, Cd y Pb, así como de elementos traza como el Cu, Fe y Zn en las especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico que conforman las arribazones del Caribe Mexicano, es de vital importancia para su aprovechamiento y por el impacto ecológico que esto conlleva para los ecosistemas marinos.

2. ANTECEDENTES

2.1 Género *Sargassum*

El género *Sargassum* pertenece al Phylum Ochrophyta, Orden Fucales y Familia Sargassaceae. Las algas cafés presentan características tales como la presencia de pigmentos como Clorofila *a*, *c*; β -caroteno, fucoxantinas entre otras xantofilas; el producto de almacenamiento es la laminaria (β -1, 3-glucopiranos) y manitol; presentan flagelos y la pared celular se compone de celulosa, ácido algínico y polisacáridos sulfatados (fucoidano). En el género *Sargassum* existen 359 especies validadas (Guiry y Guiry, 2022) cuya estructura de sostén las permite clasificar en especies bentónicas, es decir que se fijan al fondo marino en una etapa de su ciclo de vida y especies pelágicas (holopelágicas), que no se adhieren al fondo marino u a otras estructuras y permanecen flotando en la columna de agua durante todo su ciclo de vida. Estas algas, presentan reproducción sexual (gamética) y asexual (vegetativa y esporica); respecto a su ciclo de vida, este es monofásico (haplobionte y diplonte) y difásico (diplonte) (Graham *et al.*, 2009). Las principales especies de *Sargassum* que han sido observadas e identificadas en los arribazones recientes en el Caribe Mexicano son las únicas especies pelágicas reconocidas en el género: *Sargassum fluitans* (Boergesen) Boergesen y *Sargassum natans* (Linnaeus) Gaillon.

Clasificación taxonómica

Dominio Eukaryota

Reino Chromista

Phylum Ochrophyta

Clase Phaeophyceae

Subclase Fucophycidae

Orden Fucales

Familia Sargassaceae

Género *Sargassum*

2.2 Especies pelágicas de *Sargassum*

Como se mencionó anteriormente, sólo se reconocen dos especies de *Sargassum* pelágico en las guías taxonómicas contemporáneas: *Sargassum fluitans* y *Sargassum natans* (referidas como *S. fluitans* y *S. natans* en adelante), las cuales históricamente se registraban en la zona limitada al Mar de los Sargazos, el Golfo de México y el Caribe, sin embargo ahora se ha reportado su presencia más allá de estas zonas, como la región tropical de Océano Atlántico a las costas de Sudamérica, del norte de Brasil a las Islas Caribeñas (Gower *et al.*, 2013) (Fig. 1). De acuerdo con los primeros trabajos taxonómicos sobre *Sargassum* pelágico (Winge, 1923; Parr, 1939), existen diferentes formas morfológicas, denominadas morfotipos de cada especie. Para *S. fluitans* se han registrado los morfotipos III y X; para *S. natans* los morfotipos I, III, VIII, y IX.

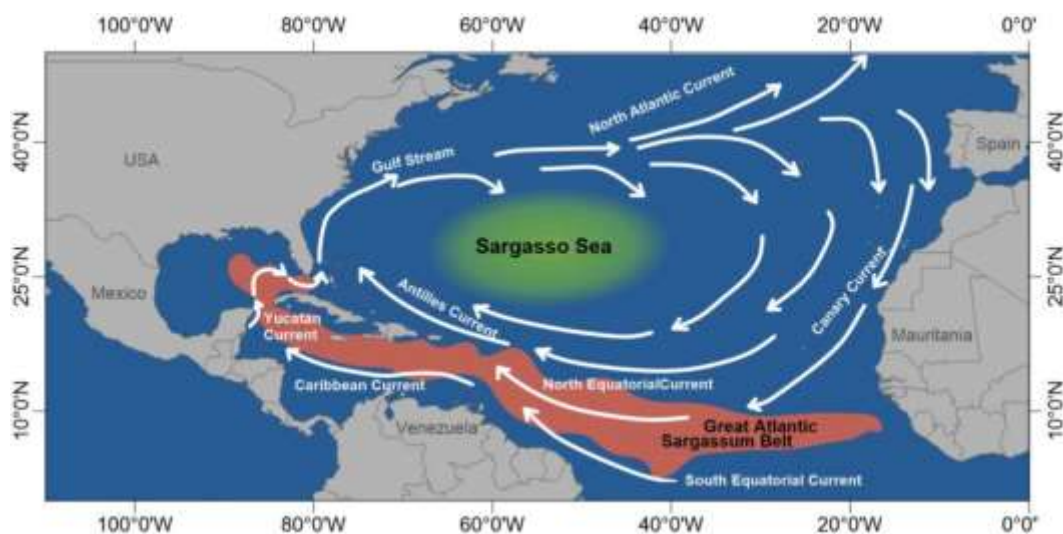


Figura 1. Ubicación de las zonas hábitat del *Sargassum* pelágico. Sargasso Sea = Mar de los Sargazos. Great Atlantic Sargassum Belt = Gran Cinturón de Sargazos del Atlántico (Lopez *et al.*, 2021).

2.2.1 *Sargassum fluitans* (Børgesen) Børgesen

Especie pelágica presente en la región del Atlántico Norte conocida como Mar de los Sargazos, presenta un tamaño aproximado de hasta 60 cm con morfología sin cauloide principal con ramificaciones alternas y con posibilidades de ser lisas o espinosas. Aerocistos elipsoidales o

esféricos sobre pedículos, generalmente sin punta con espinas u hojas pequeñas (Fig. 2a) (Littler *et al.*, 2000).

2.2.2 *Sargassum natans* (Linnaeus) Gaillon

Especie pelágica presente en la región del Atlántico Norte conocida como Mar de los Sargazos, con características morfológicas de un tamaño hasta de 30 cm de largo, sin cauloide principal evidente y ramificaciones lisas. Presenta aerocistos esféricos apiculados sobre pedículos, generalmente con puntas u hojas pequeñas (Fig. 2b) (Littler *et al.*, 2000).

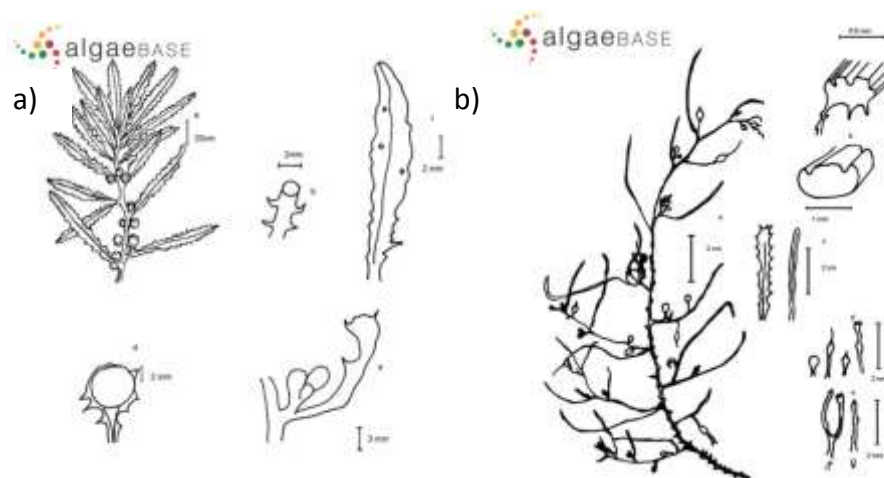


Figura 2. Especies pelágicas de *Sargassum*. a) *S. fluitans* b) *S. natans*. Tomado de: M.D. Guiry in Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2022. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>.

2.3 Morfotipos de *Sargassum* que conforman las arribazones en el Caribe Mexicano

Los estudios recientes que han abordado el fenómeno de las arribazones de sargazo, han registrado la presencia de tres morfotipos de *Sargassum* pelágico: *S. fluitans* III Par, *S. natans* I Par y *S. natans* VIII Par (Fig. 3) (Schell *et al.*, 2015; Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016; Vázquez-Delfín *et al.*, 2021, Dibner *et al.*, 2021).



Figura 3. Características morfológicas de las especies pelágicas de *Sargassum*. a) apariencia grupal, b) ejes con/sin espinas, c) vesículas con/sin espinas, d) tamaño de hoja (Schell *et al.*, 2015).

La biomasa de las arribazones de sargazo está compuesta en un 99% por especies pelágicas de *Sargassum*, siendo el resto especies bentónicas de algas marinas y algunos pastos marinos de la zona (Vázquez-Delfín *et al.*, 2021). Se ha determinado también, que existe una variación tanto espacial como temporal. En las costas del Caribe Mexicano el comportamiento de las arribazones durante 2018 y 2019, es que las especies *S. fluitans III* y *S. natans I* son las más comunes y con mayores abundancias (41 al 91% y del 6 al 35,9% de la biomasa fresca total, respectivamente) y que el morfotipo *S. natans VIII* es el taxón más escaso o ausente representando <1.4% de la biomasa fresca total (Vázquez-Delfín *et al.*, 2021). García-Sánchez *et*

al. (2020), reporta para arribazones del 2018 la presencia de los tres morfotipos, pero dominados por *S. fluitans* III. De igual manera, Machado et al. 2022, reporta para arribazones del año 2020 en Jamaica, que en estos predomina la presencia de *S. fluitans* (67 al 90% de la biomasa fresca), seguido de la presencia de *S. natans* I (10 al 30 % de la biomasa fresca) y siendo el morfotipo *S. natans* VIII el más escaso (< 5 % de la biomasa fresca). Sin embargo, los primeros reportes de las arribazones de los años 2014 y 2015, indicaban, que el morfotipo *S. natans* VIII fue el que dominó en la biomasa con 87% y 95% en peso húmedo, respectivamente, esto en la zona del Atlántico tropical y Caribe Oriental (Shell, *et al.*, 2015). Estos cambios en la densidad y proporción de los morfotipos de sargazo pelágico en las arribazones de *Sargassum* a lo largo del tiempo y espacio, sugieren un cambio a gran escala en la dinámica del Océano Atlántico Norte.

2.4 Acumulación de metales por macroalgas cafés

En las algas cafés, la acumulación de metales es un proceso atribuido a la composición de la pared celular, la cual está compuesta por celulosa y por los polisacáridos alginato y fucoidano, los cuales tienen un papel fundamental en dicho proceso, principalmente por los grupos funcionales (carboxilo, sulfonato, amino, entre otros) presentes en éstos. Por otro lado, un aspecto de importancia es el mecanismo de adsorción (intercambio iónico, formación de complejos, quelación), aunado a factores externos como el pH en el medio acuoso, el elemento químico (ion o metal) y su especie química en solución. La acumulación de metales específicamente por las macroalgas cafés ha sido una característica de interés particular que pone en perspectiva el uso de este recurso para la remoción de metales pesados de soluciones acuosas; en los últimos años, se ha experimentado el uso de bacterias, hongos, levaduras y algas con este propósito (Febrianto *et al.*, 2009). Cuando se usa material biológico para este fin, el proceso es denominado biosorción. Si el mecanismo es activo, es decir mediado por el metabolismo del organismo se denomina bioacumulación; por el contrario, cuando se usa un material biológico no vivo (biomasa) como sustrato químico, el mecanismo es pasivo, a través de mecanismos físicos y químicos y se caracteriza por la habilidad de estos materiales para unir metales en la superficie de la pared celular o membrana y se denomina adsorción (Chojnacka, 2009). El proceso de adsorción consiste en un material sólido denominado adsorbente que es

capaz de atrapar metales iónicos de una solución acuosa mediante fuerzas de atracción fisicoquímicas como intercambio iónico o uniones químicas (Bulgariu *et al.*, 2015).

En las algas café, las pertenecientes a los órdenes Fucales y Laminariales son las de mayor importancia desde el punto de vista de la biosorción, presentando especies con una mayor complejidad estructural (Davis *et al.*, 2003a). Diversos estudios han demostrado esta alta capacidad de adsorción y selectividad para diferentes elementos metálicos específicamente en especies de *Sargassum* (Davis *et al.*, 2000; Figueira *et al.*, 1999; Patron-Prado *et al.*, 2011; Davis *et al.*, 2003a; Raize *et al.*, 2004; Deniaud *et al.*, 2014; Delshab *et al.*, 2016). Esta capacidad se les atribuye a los componentes presentes en la pared celular y a los polímeros de reserva que en las macroalgas café está compuesta por los polisacáridos alginato y fucoidano (Fig. 3).

Esta relación biosorción/pared celular, se ha estudiado ampliamente. Raize *et al.* (2004) estudia la capacidad de adsorción de *Sargassum vulgare* para los elementos Cd, Níquel (Ni) y Pb, disminuyendo la adsorción, una vez que los polisacáridos alginato y fucoidano son extraídos. Mediante microscopía electrónica examinó pequeños cambios morfológicos en la pared celular, antes y después de la adsorción de los elementos; reportando el intercambio iónico como principal mecanismo de adsorción y a los grupos carboxilo con un papel primordial, especialmente para Ni. Davis *et al.* (2000) evaluaron seis diferentes especies de *Sargassum* (*S. filipendula*, *S. fluitans*, *S. vulgare*, *S. muticum*, *S. spp.1* y *S. spp.2*) con base en su equilibrio de adsorción de Cd y Cu y los grupos funcionales; concuerdan que la correlación entre la capacidad de adsorción del metal y la cantidad de grupos funcionales está relacionada con el número de grupos carboxílicos en la biomasa algal (Fourest y Volesky, 1997). En la revisión de Mingu *et al.* 2022, se identifican diversos estudios de macroalgas café como biosorbente, los cuales se centran a la remoción de los elementos Cd, Cu, Cr (IV), Fe, Ni, Pb, Zn en su forma divalente (+2).

En la Tabla 1 se resumen las concentraciones reportadas de As y de elementos metálicos analizados en el presente estudio, en especies de *Sargassum*, bentónicas y pelágicas, en diferentes regiones del mundo.

Tabla 1. Concentración de elementos traza (mg kg^{-1} , dw) en especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico y bentónico en diversos sitios del océano Atlántico. Rango y/o promedio (\pm DE).

Especies pelágicas	Sitio	Arsénico	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Zinc	Referencia
<i>Sargassum</i> sp.	Nigeria	-	-	-	87.0	-	0.5	a
<i>Sargassum</i> sp.	Ghana	13–53.5	80–111	22–36	1226–5910	86–335	22–100	b
<i>Sargassum</i> sp.	República Dominicana	13.6–42.3	0.12–0.31	1.6–11.8	20–655.3	0.98–1.96	12.7–20.6	c
<i>S. fluitans</i>	Florida del sur	116.16–	-	-	-	-	-	d
<i>S. natans</i>		119	-	-	-	-	-	
<i>S. fluitans</i>	Islas Turcas y Caicos	89.81–103	0.12	2.91	262.02	0.37	35.64	e
<i>S. natans</i> I		26.25	0.12	2.71	998.56	0.28	30.88	
<i>S. natans</i> VIII		29.76	0.09	1.25	81.58	0.48	26.49	
<i>Sargassum</i> pelágico		20.94	0.13	2.51	3811.37	0.26	5.81	
<i>S. fluitans</i> III	Caribe Mexicano	34–172	-	-	-	-	-	f
<i>S. natans</i> I		32–172	-	-	-	-	-	
<i>S. natans</i> VIII		24–145	-	-	-	-	-	
<i>Sargassum</i> pelágico		24–172	<2	<6–540	<3–11	<2–3	<5–17	
<i>S. fluitans</i> III	Jamaica	58.32±	0.57±	4.47±0.20	832.97±	1.11±0.47	7.2 ±	g
<i>S. natans</i> I		2.29	0.02	4.29±0.16	101.84	2.47±1.79	1.20	
<i>S. natans</i> VIII		64.91 ±	0.77±	2.78±0.14	634.79±	0.33±0.13	14.71±	
		061	0.43		18.18		1.98	
		60.30±	0.40±		237.07±		6.35±	
		0.34	0.02		44.26		0.62	
<i>Sargassum</i> pelágico	Caribe Mexicano	29.0–65.70	0.32–1.36	<0.02–1.09	25.9–54.6	<0.02–0.29	3.64–7.2	h

Continuación

Especies pelágicas	Sitio	Arsénico	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Zinc	Referencia
<i>S. fluitans</i> III	Caribe Mexicano	26.4–	<0.02–2.6	<0.01–6.4	<0.07–78.2	<0.05–18.5	<0.02–	Éste estudio
		255.2	0.54±	2.85± 0.22	27.11 ±	4.57± 0.63	27.4	
		77.80±	0.07		2.04		4.99±	
		5.12					0.62	
<i>S. natans</i> I		9.5–	<0.02–3.1	<0.01–5.7	<0.07–59.9	<0.05–17.0	<0.02–	
		186.2	0.58±	2.34± 0.19	24.17 ±	6.15 ± 0.52	24.4	
		58.93±	0.07		1.31		4.76 ±	
		3.49					0.57	
<i>S. natans</i> VIII		38.8–	<0.02–2.3	<0.01–3.8	2.90–71.1	<0.05–20.7	<0.02–	
		236.1	0.77±	1.55± 0.15	19.35 ±	4.19 ± .72	62.8	
		87.41±	0.08		1.53		5.99±	
		5.64					1.28	
<i>S. fluitans</i> III	Oceáno Atlántico	92.72	12.57	2.68	47.11	<LOD	6.61	i
<i>S. natans</i> I	y las Islas Guadalupe							
<i>S. natans</i> VIII								
<i>S. fluitans</i> III	Isla Martinica e Isla Guadalupe	81 ± 59	0.65 ± 0.59	1.93 ± 0.48	360 ± 730	0.52 ± 0.59	6.4 ± 4.3	j
<i>S. natans</i> I		72 ± 25	0.80 ± 0.64	1.68 ± 0.47	270 ± 540	0.45 ± 0.53	5.3 ± 3.1	
<i>S. natans</i> VIII		96 ± 33	0.58 ± 0.44	1.12 ± 0.24	190 ± 450	0.25 ± 0.26	5.3 ± 4.1	
Especies bentónicas								
<i>Sargassum</i> sp.	Brasil	-	0.4–1.45	6–16.8	1100–1502	6.2–11.1	13.5–27.1	k

Continuación

Especies pelágicas	Sitio	Arsénico	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Zinc	Referencia
<i>S. filipendula</i>	Colombia	-	-	3.5	28.8	-	11.6	l
<i>S. buxifolium</i>	Cuba	2.1–7	2–3.4	8.4–11.1	40–84	-	13–22	m

Referencias. a = Oyesiku y Egunyomi, 2014; b = Addico y deGraft-Johnson, 2016; c = Fernández *et al.*, 2017; d = Collado-Vides *et al.*, 2020; e = Milledge *et al.*, 2020; f = Rodríguez-Martínez *et al.*, 2020; g = Davis *et al.*, 2021; h= Vázquez-Delfín *et al.*, 2021; i = Cipollini *et al.*, 2022; j = Gobert *et al.*, 2022; k = Amado-Filho, 2008; l = Sierra-Vélez *et al.*, 2009; m = Leyte-Vidal *et al.*, 2019. **Notas.** *Sargassum* pelágico = Muestras mezcladas de *S. fluitans* and *S. natans*.

2.5 Pared celular de macroalgas cafés

La pared celular de algas pardas (Fig. 4) está compuesta por dos diferentes capas, ambas tienen una matriz amorfa compuesta de los polisacáridos alginato y fucoidano, con la singularidad de que la parte interna consiste en un esqueleto microfibrilar que imparte rigidez a la pared, ya que en ésta se encuentran las fibras del polímero de celulosa (Davis *et al.*, 2003a). En la matriz de alginato y fucoidano, se encuentran grupos funcionales, tales como: grupos carboxilo, sulfonato, amino, hidroxilo, entre otros, los cuales actúan como sitios de unión para los metales mediante mecanismos como atracción electrostática, intercambio iónico y formación de complejos (Crist *et al.*, 1990; Schiewer y Wong, 2000). Los polisacáridos presentes en las algas brindan diversas sustancias bioactivas con una amplia variedad de aplicaciones y representan una fuente rica y renovable de polisacáridos con interés biológico al ser ficocoloides; componentes solubles en agua capaces de formar sistemas coloidales en medios acuosos.

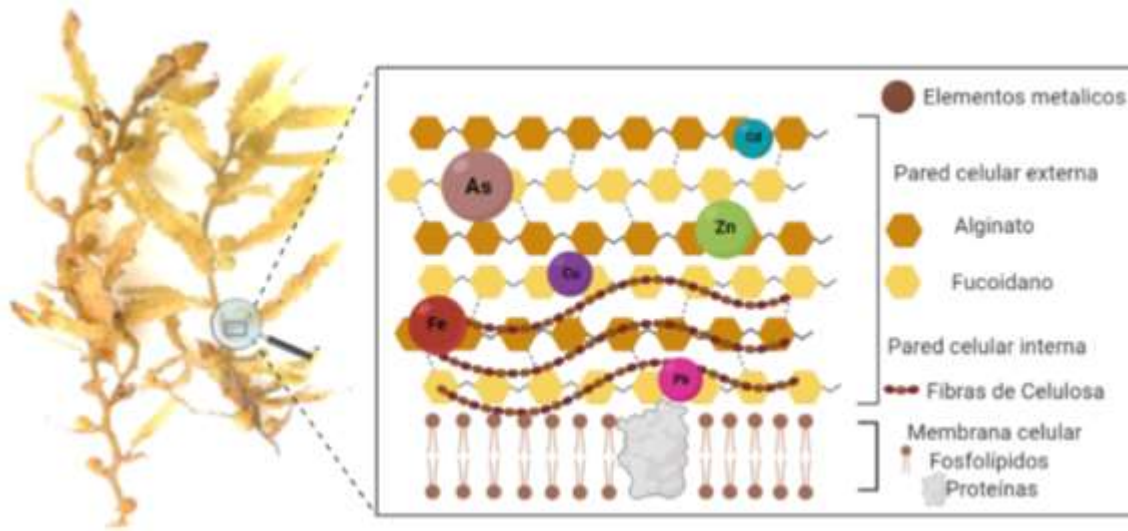


Figura 4. Esquema de la pared celular de algas cafés (Ortega-Flores *et al.*, 2022).

Los polímeros de alginato son los principales responsables en la adsorción de elementos traza por las algas cafés y de manera secundaria los polímeros de fucoidano (Davis *et al.*, 2003b; Raize *et al.*, 2004). Ha sido ampliamente reportado que el alginato tiene una alta afinidad por cationes divalentes (Fourest *et al.*, 1994; Puranik *et al.*, 1999; Khoo y Ting, 2001; Chen *et al.*, 2002)

mientras que la adsorción de cationes trivalentes ha sido atribuida principalmente a la presencia de polisacáridos sulfatados como el fucoidano (Figueira *et al.*, 1999).

2.5.1 Alginato

Este polisacárido es uno de los mayores componentes de las algas cafés, cuya función es conferir flexibilidad al talo y prevenir la desecación. El alginato es el nombre común para las sales del ácido algínico unido a cationes como el calcio (Ca^{2+}), Magnesio (Mg^{2+}), y sodio (Na^+) que es la forma predominante en la que se encuentra y representan a una familia de polisacáridos lineales compuestos principalmente de dos monómeros: el ácido 1,4- β -D-manurónico (M) y α -L-gulurónico (G) (Fig.5). Se ha demostrado que la proporción relativa de estos ácidos urónicos (M y G) concede diferentes estructuras químicas y propiedades físicas. Haug *et al.* (1974) reportaron que la afinidad de algunos cationes metálicos divalentes, como Pb, Cu, Cd, Zn hacia el alginato, depende del contenido de ácido gulurónico, en el cual se encuentran principalmente los grupos carboxilos, seguidos por grupos hidroxilos y ésteres y que la afinidad difiere con relación a la proporción de estos residuos (ácido gulurónico (G)/ácido manurónico (M) (Fourest y Volesky, 1996). Por otro lado, el alginato es un buen intercambiador de cationes, y su solubilidad puede disminuir significativamente en presencia de cationes metálicos multivalentes (Rhim, 2004). En la Tabla 2 se pueden observar concentraciones extraídas de alginato de especies pelágicas de *Sargassum*, así como el porcentaje de ácidos urónicos y sulfatos en este polisacárido.

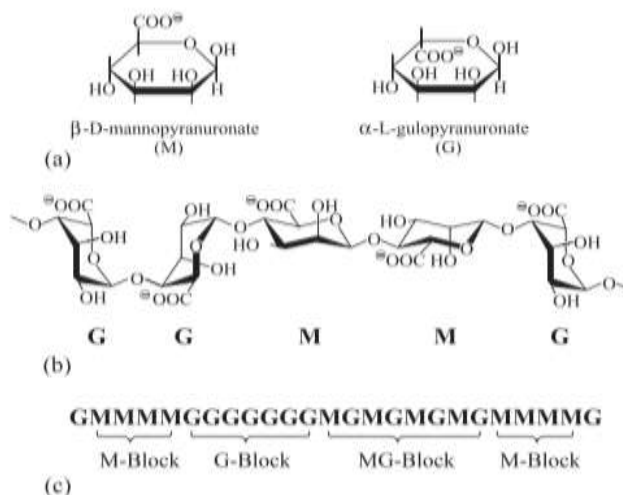


Figura 5. Estructura química del alginato. a) monómeros, ácido manurónico (M) y ácido gularónico (G). b) polímero de alginato. c) secuencias en cadena de los monómeros (M y G) en el alginato (Smidsrod y Draget, 1996).

2.5.2 Fucoidano

El fucoidano es un conjunto de polisacáridos con ésteres de sulfato ramificados con bloques de L-fucosa 4-sulfato como componente principal (Fig. 6). En menor proporción se presentan varios monosacáridos como manosa, galactosa, glucosa, xilosa y ácidos urónicos (Foley, 2011). El grupo funcional sulfonato se encuentra en la estructura de este polímero, mediante el cual se lleva a cabo la formación de complejos con ciertos elementos químicos. Esta porción amorfa es responsable de la elasticidad en la pared celular y contribuye a prevenir la desecación del tallo durante la emersión. A diferencia del alginato, existe menos evidencia sobre las propiedades gelificantes y formadoras de películas de los fucoidanos. Los valores reportados extraídos de este polisacárido en especies pelágicas de *Sargassum* se observan en la Tabla 2, así como el porcentaje de ácidos urónicos y sulfatos en este polisacárido.

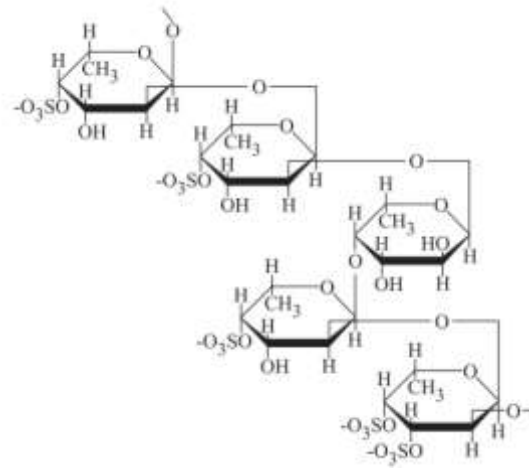


Figura 6. Estructura química del fucoidano. Ésteres de sulfato con bloques L-fucosa como mayor componente.

Tabla 2. Concentración de polisacáridos y grupos funcionales (% dw) en *Sargassum pelágico* en el Océano Atlántico reportados en otros estudios. Rango y/o promedios (\pm DE).

Especie	Sitio	Alginato			Fucoidano			Referencia
		Alginato	Sulfatos	Ácidos urónicos	Fucoidano	Sulfatos	Ácidos urónicos	
<i>S. fluitans</i>	Golfo de México Florida	45*	-	-	-	-	-	a
<i>S. fluitans</i>	Golfo de México Florida	32** 45*	-	-	-	-	-	b
<i>S. fluitans</i>	Cuba	45*	-	-	-	-	-	c
<i>S. fluitans</i>	Cuba	24.5	-	-	-	-	-	d
<i>S. fluitans</i>	Caribe Mexicano	-	-	-	2.16	3.7	6.5	e
<i>S. natans</i>	Trinidad y Tobago	19	-	-	-	-	-	f
<i>S. fluitans</i>	Caribe Mexicano	34.6	-	-	4.4	-	-	g
<i>S. fluitans</i>	Jamaica	9.36	-	-	-	-	-	h
<i>S. natans I</i>		11.13						
<i>S. natans VIII</i>		12.18						
<i>Sargassum pelágico</i>	Caribe Mexicano	29.3–33.9	-	19.8–24.4	7.9–9.3	14.3–17.0	10.5–11.9	i
<i>S. fluitans</i>	Caribe Mexicano	24.6 \pm 4.9	1.0 \pm 0.59	20.5 \pm 0.85	8.6 \pm 2.31	7.0 \pm 1.31	7.0 \pm 0.45	Este estudio
		17.1–32.0	0.1–3.11	19.3–21.8	6.9–11.4	3.7–9.4	4.5–8.9	
<i>Sargassum pelágico</i>	Jamaica	5.12 – 16.34			10 – 20			j

Referencias. a = Fourest y Volesky, 1996; b = Lee y Volesky, 1999; c = Davis *et al.*, 2003a; d = Davis *et al.*, 2004; e = Chale-Dzul *et al.*, 2017; f = Mohammed *et al.*, 2018; g = Rosado-Espinosa *et al.*, 2020; h = Davis *et al.*, 2021; i = Vázquez-Delfín *et al.*, 2021; j = Machado *et al.*, 2022. **Notas.** *Sargassum pelágico* = mezcla de *S. fluitans* and *S. natans*. * peso seco de biomasa (libre de sales marinas y en su forma protonada).

2.6 Metales pesados y elementos traza metálicos en el ambiente marino

De los elementos traza considerados en el presente trabajo, el Cd presenta una distribución y comportamiento muy similar a la de los nutrientes en el océano abierto (Boyle *et al.*, 1976). Es un elemento cuya función biológica es aún desconocida, pero tiene una alta afinidad con partículas de material biológico. El Cd muestra un agotamiento en aguas superficiales y un marcado aumento en las concentraciones en la región termoclina y una ligera disminución a valores relativamente constantes en aguas profundas (Bruland y Franks, 1983). Este comportamiento arroja una correlación positiva entre este elemento y el fosfato.

Respecto al Cu, existen una gama de factores que influyen significativamente en su distribución en las aguas oceánicas más amplia. Presenta un comportamiento similar a los nutrientes que se refleja en concentraciones de agua superficiales que generalmente se agotan en relación con las aguas más profunda (Boyle, 1977).

En cuanto al Fe, este elemento se presenta en bajas concentraciones en aguas oceánicas (Landing y Bruland, 1987), por lo tanto, disuelto en el océano actúa como un micronutriente limitante controlando la producción primaria en el ambiente marino, y de esta manera, se considera que desempeña un papel importante en el ciclo del carbono en el océano (Martin y Fitzwater, 1988). Las principales fuentes de Fe que se consideran son, los sedimentos costeros, insumos ribereños y emisiones en se ubica en fluidos hidrotermales (Chever *et al.*, 2015; Raiswell y Canfield, 2012). Sin embargo, gran parte del Fe aportado por estos suministros puede ser químicamente inaccesible y/o biológicamente no disponible.

Los reportes en cuanto al Pb, refieren que las concentraciones disueltas en aguas superficiales de este elemento, reflejan una interacción entre una fuente atmosférica y el transporte de contaminantes o sedimentos de fuentes antropogénicas (Schaule y Patterson, 1981). Se ha reportado que las concentraciones de este elemento en aguas superficiales son mayores en el Océano Atlántico Norte que en el Océano Pacífico Norte (Schaule y Patterson, 1983).

En el caso del Zn, es un elemento que desempeña funciones fisiológicas vinculadas a ciclos biogeoquímicos específicos (Cullen y Sherrel, 2005). Se ha demostrado, sin embargo, que el Zn presenta el comportamiento de agotamiento en las aguas superficiales y medias y aumenta en

la región principal de la termoclina. Se sugiere que es probable que la fase portadora principal de este elemento sea el material esquelético de los organismos (Bruland, 1980).

2.7 Arsénico

El As es un elemento metaloide que se encuentra comúnmente distribuido en la naturaleza proveniente de fuentes naturales y antropogénicas, siendo el 53º elemento más abundante de los 92 que se encuentran de forma natural en la corteza terrestre (Reimann *et al.*, 2009). Tiene un número atómico de 33, una configuración electrónica $[Ar]3d^{10}4s^24p^3$ y presenta cuatro estados de oxidación en el medio (-3, 0, 3 y 5), formando especies iónicas y neutras. Se encuentra en mayor parte en formas inorgánicas (las cuales tienen mayor toxicidad) y en formas orgánicas. Las principales formas inorgánicas incluyen al arsenito (As III), arsenato (AsV), formas ácidas (H_3AsO_4 , $H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$) y ácidos arseniosos (H_3AsO_3 , $H_2AsO_3^-$, $HAsO_3^{2-}$), mientras que las orgánicas incluyen la combinación del As con moléculas de carbón o sulfuro, tales como dimetilarsenato (DMA), monometilarsenato (MMA), o compuestos orgánicos de mayor complejidad, como la arsenobetaina (AsB), arsenocolina (AsC), arsenozúcares, arsenolípidos y compuestos de base proteica, como metalotioneínas o fitoquelatinas.

La toxicidad del As(III) se debe principalmente a que puede interferir con las funciones enzimáticas esenciales y procesos de transcripción celulares, provocando multitud de efectos adversos sobre la salud humana y de muchos organismos. La elevada toxicidad de las especies trivalentes de arsénico se debe a su capacidad de interacción con los grupos sulfidriilo (-SH), presentes en proteínas y enzimas ricas en residuos de cisteína. Estas uniones pueden causar la desnaturalización de las proteínas y enzimas del interior de las células, llegando a provocar la muerte celular debido a un aumento de especies reactivas de oxígeno (Ahmad *et al.*, 2000; Gebel, 2000; Jomova *et al.*, 2011). Por otro lado, el As(V) puede sustituir al fosfato en los organismos, interfiriendo en la transferencia de fosfato a la adenosín difosfato (ADP) para formar la adenosín trifosfato (ATP), privando a la célula de energía, mientras que la arsina causa la hemólisis de las células sanguíneas (Winship, 1984).

La especiación del As, así como su solubilidad en medios acuosos, depende de factores como el pH, el potencial redox y de la presencia de otras especies iónicas. A diferencia de los cationes

metálicos como Pb^{2+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} , entre otros, cuya solubilidad a pHs cercanos al neutro es escasa, los oxoaniones como el arsenato (AsV) pueden permanecer en concentraciones elevadas. Diversos estudios muestran la afinidad del arsénico por oxihidróxidos de cationes metálicos como Fe o el aluminio (Al), así como la complejación de ser el mecanismo de adsorción por el cual este elemento se enlaza (López-García, 2017).

En el medio marino se ha determinado para As su presencia en forma de oxoaniones, principalmente de As(V) en aguas superficiales con un incremento en sus concentraciones hacia aguas profundas, siendo menos marcado el incremento en el arsénico total disuelto (Andreae, 1978). La presencia de As(III) en aguas superficiales presenta mayores variaciones que incluyen a las formas metiladas. Middelburg *et al.* (1988) examinó la variabilidad interoceánica del As en aguas profundas. Las concentraciones medias ($nmol L^{-1}$) en aguas por debajo de 200 m aumentan sistemáticamente: Atlántico Norte, 19; Atlántico Sur, 21; Noreste de la India, 22.5; Pacífico, 24; determinando también que las concentraciones de As muestran una relación consistente cercana con las concentraciones de fosfatos.

La forma por la cual el As llega a los organismos marinos puede explicarse debido a la similitud entre éste y otros miembros de su grupo, como el fósforo (P) y el nitrógeno (N). En el agua marina normal (pH 8), el As está presente principalmente como As(V), y en específico, como el oxoanión diprotonado $H_2AsO_4^-$. El fosfato es un nutriente fundamental en el agua de mar, que también está presente como el oxoanión diprotonado $H_2PO_4^-$ a pH 8.1. Las algas marinas absorben el fosfato presente en el agua de mar mediante un sistema de transporte de membrana, el cual no es lo suficientemente selectivo como para discriminar entre ambas especies estructuralmente similares. Como resultado, el As es capaz de acceder al interior celular de las algas, reemplazando al fosfato, lo que conduce a la disrupción de los procesos de fosforilación oxidativa, con el resultante efecto tóxico.

2.7.1. Especies químicas del arsénico en macroalgas cafés

La importancia del As en las especies de algas marinas requiere una atención particular, ya que más del 50% de la producción total de algas a nivel mundial es destinada a la alimentación humana directa, y el resto a diversas aplicaciones, como industria alimentaria, energética,

cosmética y farmacéutica, así como para la producción de alimento para ganado, fertilizantes, etc. Por lo tanto, los países con consumo masivo de algas establecen regulaciones sanitarias específicas para las mismas, separándolas de los restantes alimentos. Las limitaciones legales sobre As total (TotAs) en alimentos en general no son apropiadas para las algas, puesto que, las algas son especies acumuladoras primarias de As en el medio ambiente marino; por lo tanto, lo más adecuado para mantener la seguridad alimentaria es regular el contenido de especies tóxicas de As en algas, es decir, limitar en cuanto al contenido de especies inorgánicas (AsIII y/o AsV) (García Sartal, 2012).

Hasta el momento, no existe ninguna normativa que determine los niveles máximos permitidos de As y sus especies en la biomasa de *Sargassum* pelágico para evaluar los riesgos potenciales para la salud humana, animal y medioambiental. Las normativas existentes y los niveles de referencia actuales se basan en el contenido de TotAs e iAs en las principales algas utilizadas para productos alimentarios, como las algas pardas *Undaria pinnatifida* (wakame) y *Laminaria japonica* (kombu), y los niveles máximos permitidos de TotAs e iAs varían según el país y la matriz que se esté analizando.

Según datos del Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (FAO JECFA, 2011), las concentraciones de TotAs y arsénico inorgánico (iAs) en productos alimenticios como las algas marinas desecadas varían entre 0.114 y 236 mg kg⁻¹ para TotAs y entre 0.1 a 130 mg kg⁻¹ para iAs. En varias especies de algas marinas el iAs alcanza niveles normalmente inferiores a 2 mg kg⁻¹ y representa entre el 2-10 % del TotAs, aunque en la especie comestible *Hizikia fusiforme* (Hijiki) el iAs puede representar más del 60 % del TotAs y superar los 80 mg kg⁻¹. En el alga *Undaria pinnatifida*, los valores de iAs reportados no superan los 1.12 mg kg⁻¹ (promedio 0.42 mg kg⁻¹) y no representa un porcentaje mayor que el 2.4 % (promedio 1 %) del TotAs (Almela *et al.*, 2002; Almela *et al.*, 2006). Existen pocos estudios relacionados con la proporción de formas de arsénico inorgánico y orgánico en la biomasa pelágica de *Sargassum*. En la Tabla 3, se reportan los niveles de As cuantificado de manera total y en su forma inorgánica, en las especies de *Sargassum* pelágico en los estudios existentes hasta el momento.

Tabla 3. Niveles de arsénico (ppm) en *Sargassum* pelágico, reporte en peso seco.

Especie	TotAs	iAs	Referencia
<i>Sargassum</i> pelágico	4.2 –19.5*	1.9–19.5 (29% – 100%)*	a)
<i>Sargassum</i> pelágico mezclado	45	27.7 (62%)	b)
<i>Sargassum</i> sp.	6.5 – 120.4	4.83 – 20.8 (17.3%–74%)	c)
<i>Sargassum</i> pelágico	98	68 (70%)	d)
<i>Sargassum</i> pelágico	31 –240	(15% – 50%)	e)
<i>Sargassum</i> pelágico	21.7– 255.2	12.7 – 62.9 (14.1% – 81.7%)	f)

a = Johnson y Braman, 1975; b = Ocean Harvest Technology, 2016; c = Bonanno y Orlando-Bonaca, 2018; d =Tirolien *et al.*, (2019); e = Gobert *et al.*, (2022); f =Este estudio. *peso húmedo.

Recientemente, Gobert *et al.* (2022) reportan que el contenido de iAs en la fracción hidrofílica, representa del 15% al 50% del TotAs cuantificado en *Sargassum* pelágico del Atlántico tropical, lo cual es menor al porcentaje reportado para una muestra de Martinica con 70% del TotAs en forma de iAs (Tirolien, 2019) y con el reporte de la muestra de las Islas Vírgenes Británicas, donde el iAs representa el 62% del TotAs (Ocean Harvest Technology, 2016).

Para llevar a cabo análisis de especiación de elementos es necesario realizar procesos que permitan el aislamiento o separación selectiva de los analitos de interés de su matriz, con objeto de poner en disolución las especies químicas originalmente presentes, sin que se produzcan transformaciones de las mismas (Dietz, 2007). Los métodos necesarios para llevar a cabo la extracción de estas especies presentan una mayor complejidad, especialmente en el caso de matrices sólidas (Rubio *et al.*, 2010) como lo son las algas marinas. Factores como la gran variabilidad morfológica y la complejidad estructural entre los grandes grupos de algas (verdes, rojas y pardas) y las diferencias químicas entre ellas que están relacionadas con las sustancias presentes y con la composición química de las paredes celulares (Rubio *et al.*, 2010), hacen que sea necesario optimizar el procedimiento de extracción para cada matriz que se estudiará (McSheehy *et al.*, 2003).

Se han explorado e investigado varias estrategias para la valorización sostenible de la biomasa de *Sargassum* (Desroches *et al.*, 2020, Robledo *et al.*, 2021). Para determinar si se debe utilizar la biomasa de *Sargassum* y cómo, es importante evaluar los posibles elementos químicos

tóxicos presentes en el alga; entre ellos, principalmente el metaloide As presenta interés porque se ha encontrado en altas concentraciones en las especies de *Sargassum* pelágico (Almela *et al.*, 2002; Desroches *et al.*, 2020; Ortega-Flores *et al.*, 2022). Para algunas de las aplicaciones propuestas es crucial evaluar los posibles elementos químicos tóxicos presentes en las algas, que podrían implicar un potencial peligro para la salud humana, animal y ambiental y limitar sus usos como lo es en fertilizantes y composta (Roberts *et al.*, 2015; Veira y López, 2016), la extracción de alginato para productos alimenticios, textiles y farmacéuticos (Barquilha *et al.*, 2019), la producción agrícola y ganadera (Thompson *et al.*, 2020), entre otros. Sin embargo, existen otros usos para la biomasa de *Sargassum* pelágico en los que las concentraciones de metales no representan un riesgo potencial, como lo es, la producción de biogás y combustibles líquidos renovables (Aparicio *et al.*, 2021; Marx *et al.*, 2021), para la producción de bioenergía mediante digestión anaerobia (Thompson *et al.*, 2019; Lopez-Aguilar *et al.*, 2021). Por otro lado, otras aplicaciones están relacionadas con su capacidad para acumular ciertos elementos, principalmente metales como para la producción de carbón activado para ser utilizado en el tratamiento de aguas residuales (Esmali *et al.*, 2012; Francoeur *et al.*, 2021), biorremediación en ecosistemas costeros (López-Miranda *et al.*, 2020; Saldarriaga-Hernández *et al.*, 2020), y como materiales biosorbentes para la eliminación de metales pesados (Oliveira *et al.*, 2014; Barquilha *et al.*, 2019; Coração *et al.*, 2020; He y Chen, 2014; Wang *et al.*, 2019; Cheng *et al.*, 2019).

3. JUSTIFICACIÓN

Los usos potenciales del sargazo de arribazón durante los fenómenos masivos de afluencia del recurso, ha sido una de las principales líneas estratégicas de investigación. Para guiar y consolidar el uso adecuado de la biomasa de *Sargassum*, así como, poder determinar el impacto ecológico que esto conlleva para los ecosistemas involucrados, es necesaria su caracterización. Por lo tanto, el determinar el contenido de los principales elementos considerados tóxicos para la salud de los ecosistemas y los organismos, es de vital importancia para cumplir con el objetivo del correcto uso y aprovechamiento de la biomasa algal.

El trabajo de investigación de esta Tesis doctoral, proporcionará información indispensable para la línea base para los usos potenciales del sargazo, la cual comprende un perfil anual de concentraciones de elementos de interés toxicológico en las especies y morfotipos que componen las arribazones, así como, generar información respecto a la dinámica de acumulación de As por especies pelágicas de *Sargassum*, para comprender la capacidad innata que presentan estas algas para acumular este metaloide.

4. HIPOTESIS

Las algas cafés, presentan la capacidad de remover elementos traza del agua y acumularlos en sus tejidos. Dicha capacidad, está relacionada con características a nivel estructural y molecular de los polisacáridos de su pared celular: alginato y fucoídano. Dado que se ha reportado que el alginato tiene una alta afinidad por cationes divalentes mientras que la adsorción de cationes trivalentes ha sido atribuida principalmente a la presencia de polisacáridos sulfatados como el fucoídano; entonces, se espera que la acumulación del As en especies pelágicas de *Sargassum* que conforman las arribazones en el Caribe Mexicano:

1. Esté directamente relacionada con la cantidad de fucoídano en la pared celular y a los grupos funcionales sulfatados presentes en éste; y no así, a la cantidad de alginato ni a los grupos funcionales carboxílicos.
2. Exista una interacción con los metales traza metálicos (Cd, Pb, Cu, Fe y Zn) en el mecanismo y/o dinámica de acumulación del As.
3. Presente variaciones temporales, las cuales estarían relacionadas al contenido de polisacáridos presentes y a factores ambientales.
4. Se encuentre principalmente en especies inorgánicas de As (III y V) que en formas orgánicas.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Identificar la dinámica en la acumulación de As en *Sargassum* spp. de arribazones, en relación con otros elementos traza y al contenido total de polisacáridos en la pared celular del sargazo; así como, analizar especies químicas del As presente para proporcionar información toxicológica del recurso.

5.2 Objetivos particulares

1. Determinar el contenido total de As, Cu, Cd, Fe, Pb, Zn en las especies y morfotipos pelágicos *S. fluitans*, *S. natans* I, *S. natans* VIII que conforman los arribazones durante un ciclo anual.
2. Estimar el contenido total de alginato y fucoidano, y caracterizar los extractos crudos de los polisacáridos en la especie *S. fluitans* durante un ciclo anual.
3. Identificar la contribución y/o relación de los grupos funcionales en los alginatos y fucoidanos en la dinámica de acumulación de As en la especie de *S. fluitans*.
4. Determinar el contenido de arsénico inorgánico en las especies y morfotipos pelágicos *S. fluitans*, *S. natans* I, *S. natans* VIII de los arribazones del ciclo anual.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Sitio de estudio

Puerto Morelos, Quintana Roo, México ($20^{\circ} 46' 07''\text{N}$, $86^{\circ} 57' 14''\text{W}$) se encuentra en la costa caribeña, la cual se extiende un total de 865 km (Fig. 7). Frente a la costa se encuentra la barrera arrecifal que es parte del “Gran Cinturón de Arrecifes del Atlántico Occidental”. Presenta un clima cálido sub-húmedo con una temperatura anual promedio de 26.3°C , un máximo en el verano de 35.5°C y una mínima en invierno de 13°C . La temporada de huracanes para la región del Océano Atlántico abarca los meses de junio a noviembre (INEGI, 2017). El clima en la región se caracteriza por tres temporadas: cálida-seca (marzo-mayo), lluviosa (junio-octubre), y nortes (noviembre-febrero, caracterizada por lluvias/chubascos cortos y dispersas) (Schmitter-Soto *et al.*, 2002).



Figura 7. Ubicación del sitio de estudio: Puerto Morelos, QRoo.

6.2 Recolección de material algal

En Puerto Morelos, Quintana Roo se realizaron visitas mensuales para la recolección de biomasa de *Sargassum* spp. de los arribazones de junio de 2018 a mayo 2019. En cada visita, se colocó un

transecto de 50 metros paralelo a la línea de costa sobre la franja de arribazón de sargazo, específicamente en la parte que está en continuo contacto con el oleaje para que la biomasa recolectada fuera fresca. Cada 5 metros se recolectó manualmente todo el material contenido en cuadrantes de 0.5 x 0.5 metros ($n = 10$). Por cuadrante, se llevó a cabo la separación de especies y morfotipos de sargazo, así como su identificación taxonómica: *S. fluitans*, *S. natans* I y *S. natans* VIII de acuerdo con Parr (1939). Se colocaron en bolsas de plástico con su etiqueta correspondiente para su transporte en ambiente fresco usando hieleras. En laboratorio, el material se lavó, se secó en estufa a 60 °C por 24 h, posteriormente se molió y tamizó para conservar en recipientes hasta posteriores análisis. El número de muestras para ser analizadas por especie se basó en la presencia en los 10 cuadrantes, con un máximo de 7 réplicas por especie por mes para la concentración de elementos traza y 3 réplicas de la especie *S. fluitans* por mes para la extracción de polisacáridos.

6.3 Cuantificación de elementos traza

Se pesaron 0.5 g de cada muestra previamente seca y pulverizada. Posteriormente, se digirieron con una solución 3:1 de ácido nítrico y peróxido de hidrogeno, 70 y 30 %, respectivamente. Concentraciones de Cd, Cu, Fe, Pb y Zn fueron cuantificadas usando espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con flama aire-acetileno el ciclo anual completo; mientras que la concentración de As fue cuantificada mediante generación de hidruro (GH-AAS) (XplorAA, GBC Scientific Equipment Braeside, VIC, Australia) el ciclo anual completo.

El estándar de referencia ALGAE (IAEA-392) (National Research Council Canada, Institute for Marine Bio- sciences, Certified Reference Materials Programme, Halifax, NS, Canada) se usó para validar la precisión del método analítico. La recuperación excedió el 90%. Los límites de detección (mg kg^{-1}) fueron 0.5 para As, 0.02 para Cd, 0.01 para Cu, 0.07 para Fe, 0.05 para Pb y 0.02 para Zn.

6.4 Extracción y cuantificación de polisacáridos

La extracción de los polisacáridos se llevó a cabo mediante la técnica de Extracción Asistida por Microondas (MAE, por sus siglas en inglés), estandarizada por el Laboratorio de Ficología Aplicada y Ficoquímica Marina, CINVESTAV, Unidad Mérida (Rodríguez-Jasso *et al.*, 2011; Chale-Dzul *et al.*, 2015; García-Ríos *et al.*, 2012). Consiste en un pretratamiento de la alga seca y molida (partícula < 1 mm) con una solución de DCM:MetOH (7:3) durante 24 h a temperatura ambiente; posteriormente, se filtró y se secó a 60 °C. A continuación, al alga pretratada se le añadió 25 mL de agua (relación 1:25) y se colocó en vasos de extracción OMNI XP 1500 para microondas, con las siguientes condiciones: 120 psi, 1 minuto, rampa 5 minutos.

Después se filtró al vacío con papel de poro grueso. La fracción líquida se usó para la extracción de fucoidanos y el residuo para la extracción de alginatos. Para la extracción de fucoidanos, a la fracción líquida se le añadió el mismo volumen de CaCl₂ al 1 % y se incubó a 4 °C durante 24 h, posteriormente se centrifugó 15 minutos a 5,000 rpm para separar el alginato residual precipitado, el cual se secó a 60 °C y se pesó. La fracción líquida se colocó en membranas de diálisis activadas y se dializó con agua durante 48 h a temperatura ambiente, haciendo recambios de agua cada 12 h. Por último, las fracciones líquidas dializadas se colocaron en tubos de 50 mL y se congelaron durante 48 h para ser liofilizadas durante 72 h. El residuo liofilizado representa el fucoidano crudo, el cual se pesó y se almacenó a temperatura ambiente.

Para la extracción de alginato, al residuo proveniente de la extracción de fucoidano, se le añadió 20 mL de formaldehído al 1 % (1:20) y se agitó durante 30 minutos. Se filtró con papel de poro grueso y se lavó el residuo con 100 mL de agua destilada. Posteriormente se le añadió 20 mL de HCl con pH 4 y se agitó durante 15 minutos. Se filtró con papel grueso y se lavó el residuo con 100 mL de agua. Se le añadió al residuo 20 mL de Na₂CO₃ al 3% y pH 10.

Se colocó en vasos de extracción OMNI XP 1500 y se colocaron en microondas con las siguientes condiciones: 90 °C, 10 minutos y rampa de 5 minutos. Después, la muestra se diluyó con 50 mL de agua caliente y se le añadió 0.3 g de tierra de diatomeas y se molió. Se filtró a presión para obtener el alginato en la fracción líquida. Para precipitar el alginato, en un vaso se colocó etOH absoluto (proporción alginato:etOH 2:1), y se agregó el filtrado suavemente y con agitación. El

precipitado se separó y se lavó con 20 mL de etOH y se secó a 60 °C. Por último, se pesó y se molió para almacenar a temperatura ambiente. Los valores reportados son en porcentaje de peso seco (% dw, por sus siglas en ingles).

6.5 Determinación de arsénico inorgánico (As III + V) en especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico

La determinación de As inorgánico (iAs) se llevó a cabo en las especies y morfotipos pelágicos de *Sargassum*, en el laboratorio Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin (LEMAR) con el protocolo estandarizado por Gobert *et al.* (2022), para obtener la concentración de arsénico inorgánico (III+V).

Se partió de muestras previamente secas y molidas de las especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico, y se preparó la solución a una relación muestra/disolvente de 1/100. El disolvente utilizado fue agua ultrapura Milli-Q. Posteriormente la solución se sometió a ultrasonificación durante 30 minutos, seguido de centrifugación a 4000 rpm durante 5 minutos y finalmente, se separó el sobrenadante. El extracto se analizó mediante voltamperometría, con un sistema de electrodos (scTRACE Gold, Metrohm) que consiste en un electrodo de trabajo de microfilm de oro, una referencia de Ag/AgCl y un electrodo auxiliar de carbono. Los análisis fueron llevados a cabo en una celda de teflón. Este sistema está acoplado a un potencióstato, μ Autotlab III, controlado por un ordenador. Los datos se procesaron con el software GPES versión 4.9.

Cada medición de As (III ó V) consta de dos procedimientos: 1) El acondicionamiento para eliminar los restos de As u otros metales de la superficie del electrodo y 2) La electrolisis, durante esta etapa el As se deposita en la superficie del electrodo. Las soluciones usadas para el análisis consistieron en una solución de limpieza del electrodo, que consiste en ácido sulfúrico 0.5 M (CHEM-LAB, Belgium), y cloruro de potasio 0.05 M; una solución electrolítica compuesta por ácido sulfámico 1M (SIGMA-ALDRICH, USA), ácido cítrico 0.5 M (Fluka, Germany) y cloruro de potasio 0.45 M (SIGMA-ALDRICH, USA) y una solución de KMnO_4 0.2Mm (CHEM-LAB, Belgium) para oxidar químicamente el As (III) a As (V).

La determinación de iAs total (III + V) en las muestras se llevó a cabo por el método de adición medida utilizando una solución de As (V) de concentración conocida. La solución de trabajo final

consistió en 11 mL de agua ultrapura Mill-Q, 2 mL de solución de electrolisis y 0.1 mL de KMnO_4 . El volumen de muestra añadido a la solución de trabajo final fue de 0.100 mL. Finalmente, para el cálculo de la concentración de iAs, se integró la señal de la respuesta voltamétrica, mediante el método de la derivada (Bonfil *et al.*, 1999).

6.6 Análisis estadísticos

Las lecturas del análisis elemental que se presentaron por debajo del límite de detección (LOD, por sus siglas en inglés), se consideraron como la mitad de dicho valor para fines del análisis estadístico (Farnham *et al.*, 2002). Los datos son presentados como el promedio \pm error estándar (ES). Las concentraciones serán expresadas como mg kg^{-1} peso seco. Resultados con un nivel de significancia $p < 0.05$ serán considerados estadísticamente significativos. La normalidad y homocedasticidad de los datos de las concentraciones de metales, polisacáridos y contenido de iAs fueron determinadas mediante los análisis estadísticos de Kolmogorov-Smirnov y Levene, respectivamente.

Las concentraciones de los elementos analizados y el contenido de iAs no cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedasticidad; en consecuencia, los datos se compararon utilizando estadísticas no paramétricas basadas en la prueba de rango de Kruskal-Wallis para las diferencias en la concentración de elementos entre especies y de contenido de iAs entre especies.

Las concentraciones de polisacáridos cumplieron los supuestos de normalidad y homocedasticidad, por lo que, se llevó a cabo un análisis ANOVA de una vía para determinar diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de polisacáridos en *S. fluitans* entre meses y épocas, seguido de una prueba *post hoc* de Tukey.

Se llevó a cabo un Modelo Lineal Generalizado (GLM) para identificar la contribución y combinación de efectos simultáneos de variables predictoras continuas (Cd, Cu, Fe, Pb, Zn, ácidos urónicos y sulfatos en alginato y fucoídano, temperatura del mar [SST] y radiación solar [SR]), y la variable categórica (temporada = 3) en la variable respuesta (concentración de As). Los datos de las variables ambientales (SST y SR) se obtuvieron del Servicio Académico de

Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico (SAMMO, 2020) en la estación Puerto Morelos, Quintana Roo, México; para una descripción detallada de las variables en el modelo, consulte la Tabla 4. El GLM es un análisis flexible de regresión múltiple lineal/no lineal de variables que pueden o no estar distribuidas normalmente. Este análisis estadístico se ha utilizado previamente en estudios que abordan la acumulación de metales en algas y otros estudios toxicológicos (Brown *et al.*, 2011; Rahbar *et al.*, 2012; Ziarati *et al.*, 2019). Se utilizaron métodos de máxima verosimilitud para construir modelos y estimar y probar hipótesis sobre los efectos en estos modelos. Se probaron diferentes distribuciones de la variable de respuesta (As). La distribución que produjo el mejor ajuste fue la distribución Gamma. La función de enlace “Log” se utilizó para la relación entre la variable dependiente y las variables predictoras. Un análisis de correlación realizado previamente no mostró colinealidad entre las variables. Los modelos se construyeron clasificando las variables predictoras para crear un modelo múltiple; las variables se agregaron siguiendo un enfoque de ponderación gradual. Para una descripción detallada de la construcción del modelo, consulte Anexo 1.

El criterio de información de Akaike (AIC) fue utilizado para identificar el modelo con el mejor ajuste para explicar el contenido de arsénico en la especie *S. fluitans* (Akaike, 1973). Los modelos se validaron a partir del análisis de la desviación residual y los valores observados y previstos. Se realizó un análisis de Partición Jerárquica (HP, por sus siglas en inglés) para determinar los efectos independientes de variables predictoras continuas y categóricas sobre el contenido de arsénico (Mac Nally, 2001). Este método asume efectos aditivos de las variables predictoras (Chevan y Sutherland, 1991). Todos los análisis estadísticos se realizaron en R (R Core Team, 2020).

Tabla 4. Factores estudiados que pueden influir en la acumulación de arsénico en *Sargassum fluitans* en Puerto Morelos, Quintana Roo, México.

Variable	Tipo	Descripción*
Temporada	Categoría	Seca, Lluvias, Nortes,
Cadmio	Continua	Concentración
Cobre	Continua	Concentración
Hierro	Continua	Concentración
Plomo	Continua	Concentración
Zinc	Continua	Concentración
Ácidos urónicos en alginato	Continua	Contenido
Ácidos urónicos en fucoidano	Continua	Contenido
Sulfato en alginato	Continua	Contenido
Sulfato en fucoidano	Continua	Contenido
Temperatura del mar	Continua	Grados Celsius (°C)
Radiación solar	Continua	Watts por metro cuadrado ($W m^{-2}$)

*Concentración en $mg kg^{-1}$; Contenido en % peso seco (% dw) dw = dry weight

7. RESULTADOS

7.1. Concentraciones de elementos traza en *Sargassum* pelágico

El As fue detectado en el 100% de las muestras ($LoDAs = 0.5 \text{ mg kg}^{-1}$), mientras que los demás elementos se encontraron en el siguiente porcentaje de muestras: Fe, 98% ($LoDFe = 0.07 \text{ mg kg}^{-1}$); Zn, 90% ($LoDZn = 0.02 \text{ mg kg}^{-1}$); Cu, 78% ($LoDCu = 0.01 \text{ mg kg}^{-1}$); Pb, 71% ($LoDPb = 0.05 \text{ mg kg}^{-1}$); y Cd, 65% ($LoDCd = 0.02 \text{ mg kg}^{-1}$). Entre especies y morfotipos se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las concentraciones de As, Pb, Cu y Fe, mientras que las concentraciones de Cd y Zn no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) (Fig. 8). De los tres morfotipos, *S. natans* I mostró la concentración media anual de As más baja ($58.9 \pm 3.49 \text{ mg kg}^{-1}$) y la concentración alta de Pb ($6.15 \pm 0.52 \text{ mg kg}^{-1}$). Mientras que, *S. natans* VIII mostró las concentraciones más bajas de Cu ($1.55 \pm 0.15 \text{ mg kg}^{-1}$) y Fe ($19.3 \pm 1.53 \text{ mg kg}^{-1}$) y la media anual más alta de As ($87.41 \pm 5.64 \text{ mg kg}^{-1}$) (Tabla 5). Para una descripción detallada de las concentraciones mensuales consulte Anexo 2.

Tabla 5. Concentración (mg kg^{-1}) de elementos traza en *Sargassum* spp. de la costa de Quintana Roo, México a través del ciclo anual (2018-2019). Valores presentados son promedio \pm error estándar. N= 204.

Especies	Arsénico	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Zinc
<i>S. fluitans</i>	77.80 \pm 5.12	0.54 \pm 0.07	2.85 \pm 0.22	27.11 \pm 2.04	4.57 \pm 0.63	4.99 \pm 0.62
<i>S. natans</i> I	58.93 \pm 3.49	0.58 \pm 0.07	2.34 \pm 0.19	24.17 \pm 1.31	6.15 \pm 0.52	4.76 \pm 0.57
<i>S. natans</i> VIII	87.41 \pm 5.64	0.77 \pm 0.08	1.55 \pm 0.15	19.35 \pm 1.53	4.19 \pm 0.72	5.99 \pm 1.28

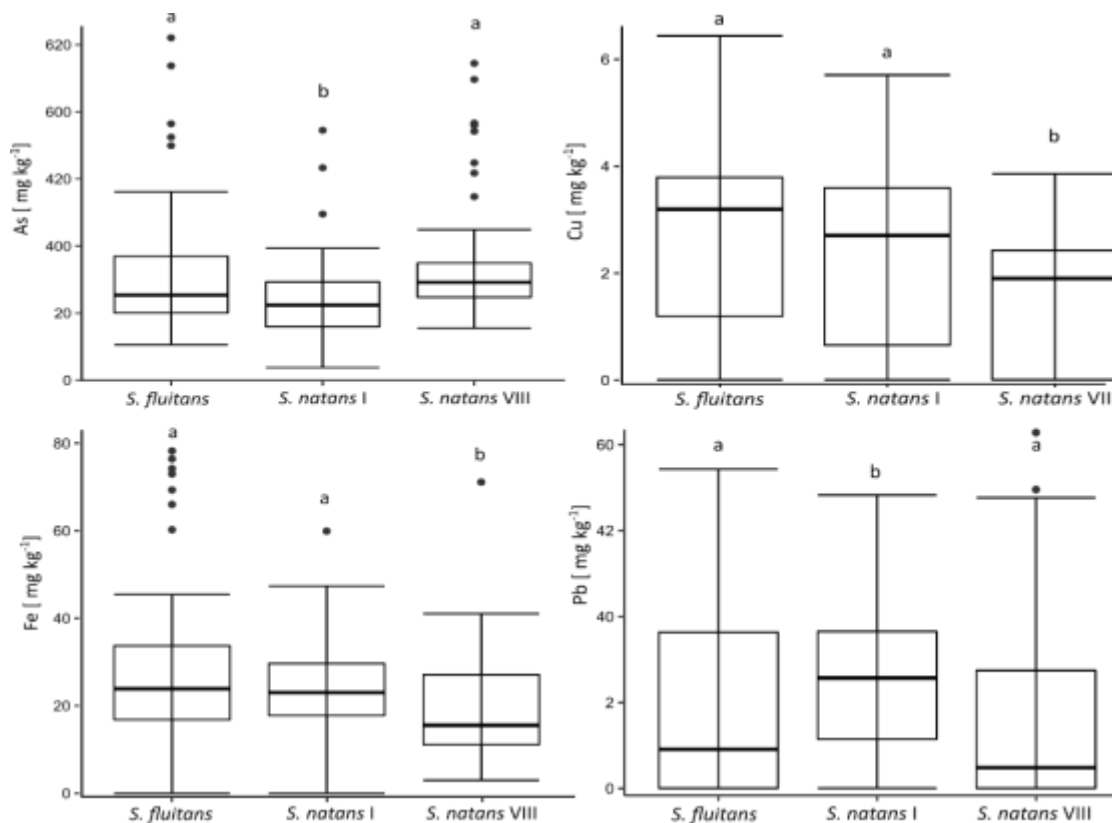


Figura 8. Diferencias entre especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico en los elementos a) arsénico, b) cobre, c) hierro, d) plomo en especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico de la costa de Quintana Roo, México a través de un ciclo anual, (2018-2019). Letras diferentes denotan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre temporadas dentro de cada especie.

7.2 Variación temporal de los elementos traza

Las concentraciones promedio de los elementos traza a lo largo del año por temporada se muestran en la Tabla 6. De acuerdo con la Fig. 9, en el mes de agosto se observaron las concentraciones más elevadas para As en las tres especies y morfotipos (*S. fluitans* III $175.73 \text{ mg kg}^{-1}$, *S. natans* I 93.25 mg kg^{-1} , y *S. natans* VIII $210.49 \text{ mg kg}^{-1}$). Se observa variación en las concentraciones de los elementos por temporada (Fig. 9). En la temporada de lluvias se observaron los valores mínimos en los elementos Cd (0.01 mg kg^{-1}), Cu (0.01 mg kg^{-1}), Fe (0.01 mg kg^{-1}), Pb (0.01 mg kg^{-1}) y Zn (0.01 mg kg^{-1}), no así el As, que presentó el valor mínimo (15.23 mg kg^{-1}) en el mes de noviembre, correspondiente a la temporada de nortes.

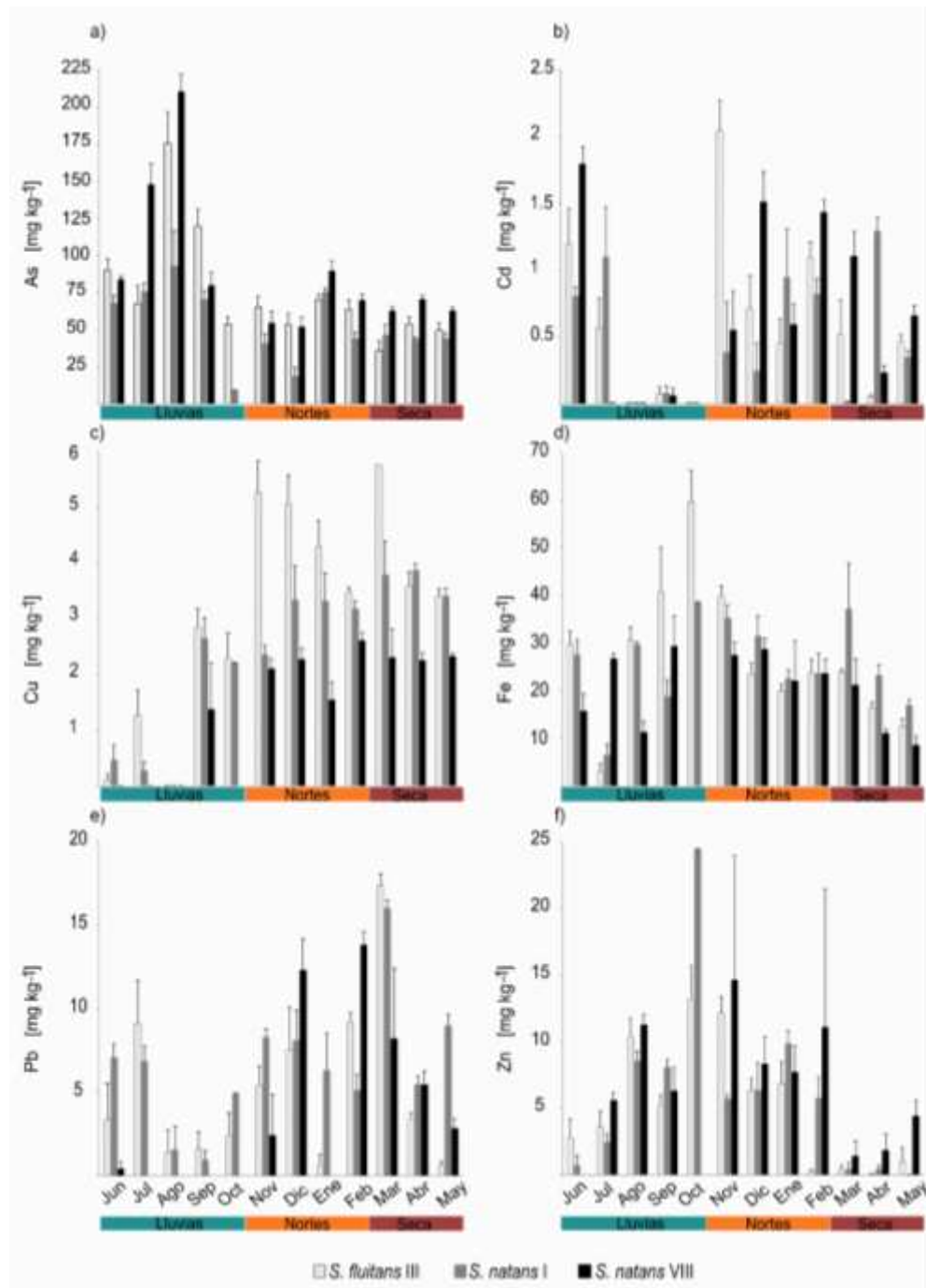


Figura 9. Variación mensual y temporal en la concentración de elementos traza (mg kg⁻¹) a) arsénico, b) cadmio, c) cobre, d) hierro, e) plomo, y f) zinc en especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico de la costa de Quintana Roo, México a través de un ciclo anual, (2018-2019). Valores reportados son promedio \pm error estándar.

Tabla 6. Concentración promedio (mg kg^{-1}) de elementos traza en especies y morfotipos de *Sargassum* por temporada de la costa de Quintana Roo, México. Valores reportados son promedio \pm error estándar.

Temporada	Arsénico	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Zinc
<i>S. fluitans</i>						
Seca	48.24 \pm 3.35	0.32 \pm 0.07	4.00 \pm 0.25	16.59 \pm 1.29	5.41 \pm 1.59	0.51 \pm 0.39
Lluvias	101.40 \pm 9.12	0.37 \pm 0.10	1.30 \pm 0.23	33.72 \pm 3.89	3.56 \pm 0.89	6.96 \pm 0.95
Nortes	64.43 \pm 3.00	0.99 \pm 0.14	4.36 \pm 0.24	25.51 \pm 1.87	5.47 \pm 0.93	5.62 \pm 1.06
<i>S. natans I</i>						
Seca	44.61 \pm 1.98	0.64 \pm 0.13	3.68 \pm 0.14	24.03 \pm 2.79	8.69 \pm 1.12	0.30 \pm 0.14
Lluvias	74.65 \pm 6.49	0.48 \pm 0.12	0.90 \pm 0.22	21.83 \pm 2.15	4.14 \pm 0.68	5.64 \pm 0.97
Nortes	49.93 \pm 4.81	0.66 \pm 0.14	3.12 \pm 0.20	27.13 \pm 1.93	6.68 \pm 0.83	7.14 \pm 0.77
<i>S. natans VIII</i>						
Seca	65.86 \pm 1.70	0.59 \pm 0.09	2.30 \pm 0.11	12.42 \pm 1.76	5.05 \pm 1.03	2.68 \pm 0.71
Lluvias	124.57 \pm 12.38	0.64 \pm 0.19	0.28 \pm 0.19	19.96 \pm 2.28	0.15 \pm 0.14	4.85 \pm 1.04
Nortes	70.49 \pm 4.35	1.04 \pm 0.12	2.12 \pm 0.15	24.73 \pm 2.90	7.29 \pm 1.49	9.89 \pm 3.26

7.2.1 *Sargassum fluitans*

En *S. fluitans* se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los meses de muestreo para todos los elementos (As, Cd, Pb, Cu, Fe y Zn) (Tabla 5). El rango en las concentraciones promedio de As fue de 42.03 ± 9.43 a 175.73 ± 20.76 mg kg⁻¹; mientras que los valores promedio mínimos y máximos de Cd, fueron de <0.01 a 2.67 ± 0.29 mg kg⁻¹; para Pb de 0.56 ± 0.30 a 9.11 ± 2.58 mg kg⁻¹, para Cu de <0.01 a 5.77 ± 0.15 mg kg⁻¹, para Fe de 3.16 ± 1.43 mg kg⁻¹ a 59.81 ± 6.51 mg kg⁻¹ y para Zn de 0.25 ± 0.15 mg kg⁻¹ a 13.22 ± 2.45 mg kg⁻¹ respectivamente (Anexo 1). En esta especie se observó la concentración máxima en Cu (6.43 mg kg⁻¹) y para Fe (78.27 mg kg⁻¹). Los elementos Cd, Cu, Fe y Zn presentaron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas. En Cd la temporada de secas (0.56 ± 0.11 mg kg⁻¹) y nortes (0.99 ± 0.14 mg kg⁻¹) presentaron diferencias estadísticamente significativas respecto a lluvias (0.16 ± 0.06 mg kg⁻¹). Para Cu, las tres temporadas presentaron diferencias (secas 2.91 ± 0.40 mg kg⁻¹, lluvias 1.60 ± 0.26 mg kg⁻¹ y nortes 4.36 ± 0.24 mg kg⁻¹). Para Fe, la temporada de secas (20.29 ± 0.40 mg kg⁻¹) presentó diferencias estadísticamente significativas respecto a lluvias (34.74 ± 4.85 mg kg⁻¹) y nortes (25.51 ± 1.87 mg kg⁻¹). En Pb no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas. En el caso del Zn la temporada de secas (1.15 ± 0.50 mg kg⁻¹) fue diferente de lluvias (8.04 ± 1.06 mg kg⁻¹) y nortes (5.62 ± 1.06 mg kg⁻¹).

7.2.2 *Sargassum natans* I

Respecto a la variación anual para *S. natans* I, se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los meses de muestreo para los elementos Cd, Cu, Fe y Zn. El As y Pb se mantienen sin diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) entre los meses (Anexo 1). El rango en las concentraciones promedio de As fue de 39.28 ± 15.67 a 93.25 ± 23.73 mg kg⁻¹; mientras que los valores promedio mínimos y máximos de Cd, fueron de <0.01 a 1.30 ± 0.10 mg kg⁻¹; para Pb de 0.96 ± 0.53 a 16.02 ± 0.47 mg kg⁻¹, para Cu de <0.01 a 3.88 ± 0.11 mg kg⁻¹, para Fe de 6.54 ± 2.25 a 37.35 ± 9.56 mg kg⁻¹ y para Zn de 0.05 ± 0.03 a 9.86 ± 0.93 mg kg⁻¹ respectivamente. Esta especie presentó el valor máximo para Cd (3.11 mg kg⁻¹) en la temporada de lluvias. Los elementos Cd, Cu, Pb y Zn presentaron diferencias estadísticamente

significativas entre temporadas (Tabla 5). En Cd la temporada de secas ($0.69 \pm 0.10 \text{ mg kg}^{-1}$) presentó diferencias estadísticamente significativas respecto a lluvias ($0.38 \pm 0.15 \text{ mg kg}^{-1}$) y nortes ($0.66 \pm 0.14 \text{ mg kg}^{-1}$). Para Cu, las temporadas de secas ($2.78 \pm 0.31 \text{ mg kg}^{-1}$) y nortes ($3.12 \pm 0.20 \text{ mg kg}^{-1}$) presentaron diferencias estadísticamente significativas respecto a lluvias ($1.03 \pm 0.28 \text{ mg kg}^{-1}$). Para Fe, no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas. En Pb la temporada de lluvias ($3.21 \pm 0.77 \text{ mg kg}^{-1}$) presentó diferencias estadísticamente significativas respecto a secas ($8.23 \pm 0.84 \text{ mg kg}^{-1}$) y nortes ($6.68 \pm 0.83 \text{ mg kg}^{-1}$). Y Zn la temporada de secas ($0.42 \pm 0.22 \text{ mg kg}^{-1}$) fue diferente de lluvias ($7.20 \pm 1.00 \text{ mg kg}^{-1}$) y nortes ($7.14 \pm 0.77 \text{ mg kg}^{-1}$).

7.2.3 *Sargassum natans* VIII

Por lo que respecta, a la variación temporal de los elementos para *S. natans* VIII, se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) a través de los meses de muestreo para los elementos (As, Cd, Pb, Cu y Zn), excepto el elemento Fe (Anexo 1). Esta especie presentó los valores máximos para los elementos As ($236.11 \text{ mg kg}^{-1}$) en la temporada de lluvias, Pb (20.70 mg kg^{-1}) en la temporada de secas y para Zn (62.84 mg kg^{-1}) en la temporada de nortes. El rango en las concentraciones promedio de As fue de 52.17 ± 6.01 a $210.49 \pm 11.61 \text{ mg kg}^{-1}$; mientras que los valores promedio mínimos y máximos de Cd, fueron de <0.01 a $1.80 \pm 0.13 \text{ mg kg}^{-1}$; para Pb de <0.02 a $12.32 \pm 1.84 \text{ mg kg}^{-1}$, para Cu de <0.01 a $2.66 \pm 0.14 \text{ mg kg}^{-1}$, para Fe de 8.64 ± 1.83 a $29.49 \pm 6.28 \text{ mg kg}^{-1}$ y para Zn de <0.02 a $14.63 \pm 9.31 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente (Anexo 1). Todos los elementos (Cd, Cu, Fe, Pb y Zn) presentaron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas (Tabla 6). En Cd las temporadas de secas ($0.93 \pm 0.13 \text{ mg kg}^{-1}$) y nortes ($1.04 \pm 0.12 \text{ mg kg}^{-1}$) presentaron diferencias estadísticamente significativas respecto a lluvias ($0.02 \pm 0.01 \text{ mg kg}^{-1}$). Para Cu, las temporadas secas (1.66 ± 0.22) y nortes ($2.12 \pm 0.15 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$) presentaron diferencias estadísticamente significativas respecto a lluvias ($0.43 \pm 0.29 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$). Para Fe, la temporada de secas ($13.37 \pm 1.61 \text{ mg kg}^{-1}$) presentó diferencias estadísticamente significativas con la de lluvias ($22.37 \pm 2.81 \text{ mg kg}^{-1}$) y nortes ($24.73 \pm 2.90 \text{ mg kg}^{-1}$). En Pb las temporadas de secas ($3.76 \pm 0.85 \text{ mg kg}^{-1}$) y nortes ($7.29 \pm 1.49 \text{ mg kg}^{-1}$) presentaron diferencias estadísticamente significativas respecto a lluvias ($0.01 \pm 0.00 \text{ mg kg}^{-1}$). Y Zn la temporada de

secas ($1.90 \pm 0.56 \text{ mg kg}^{-1}$) fue diferente de lluvias ($7.67 \pm 0.91 \text{ mg kg}^{-1}$) y nortes ($9.89 \pm 3.26 \text{ mg kg}^{-1}$).

7.3 *Sargassum fluitans*: Contenido de polisacáridos y grupos funcionales

7.3.1 Variación temporal de alginato y grupos funcionales

En *S. fluitans*, la concentración media anual de alginato fue de $24.6 \pm 4.91\%$ (dw) (Tabla 7); con la concentración media de alginato más alta ($32.0 \pm 1.08\%$) en julio, que fue significativamente diferente a mayo, cuando se registró la concentración media más baja ($17.2 \pm 2.18\%$).

Respecto a la temporalidad, la temporada de lluvias mostró la mayor concentración media de alginato, con $27.5 \pm 3.73\%$ (Fig. 10). La concentración de alginato mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre temporadas; la temporada de lluvias fue significativamente diferente de la temporada de nortes, mientras que la temporada seca no fue significativamente diferente de la estación de lluvias o de invierno.

Respecto al contenido de ácidos urónicos y sulfatos, el porcentaje promedio anual fue de 20.5% y 1.02% respectivamente y no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) en las temporadas durante el ciclo anual. La descripción detallada de las concentraciones mensuales, se reportan en la Tabla 8.

7.3.2 Variación temporal de fucoidano y grupos funcionales

Para fucoidano el porcentaje promedio obtenido fue de $8.66 \pm 2.31\%$, noviembre y julio mostraron la concentración más alta y baja, $11.4 \pm 3.45\%$ y $6.9 \pm 2,8\%$, respectivamente; en invierno se registró la mayor concentración media con $8.9 \pm 1.22\%$; sin embargo, no se observaron diferencias significativas en las concentraciones por temporadas ($p > 0.05$) (Tabla 7).

Respecto al contenido de ácidos urónicos y sulfatos, el porcentaje promedio anual fue de 7.03% y 6.32% respectivamente y no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) para sulfatos, no así para el contenido de ácidos urónicos. Para los ácidos urónicos, la

concentración media más alta fue de $9.0 \pm 0.62\%$ en septiembre (temporada lluviosa). Particularmente, la temporada de lluvias mostró diferencias significativas frente a las temporadas seca y nortes. (Fig. 8). La descripción detallada de las concentraciones mensuales, se reportan en la Tabla 8.

Tabla 7. Porcentaje promedio (peso seco) \pm desviación estándar (DS) de alginato y fucoídano en *Sargassum fluitans* de la costa de Quintana Roo, México. Letras superíndices diferentes en la misma columna denotan significancia estadística ($p < 0.05$) entre concentraciones.

Mes	Alginato + DS	Fucoídano + DS
Jun	25.44 ± 3.59^{ac}	8.05 ± 0.83
Jul	32.00 ± 1.08^a	6.98 ± 2.81
Ago	25.21 ± 3.68^{abc}	11.00 ± 2.07
Sep	26.75 ± 4.08^{abc}	10.36 ± 1.24
Oct	28.49 ± 2.56^{ac}	8.11 ± 2.47
Nov	21.94 ± 1.73^{bc}	11.40 ± 3.46
Dic	19.67 ± 2.53^{bc}	9.14 ± 0.58
Ene	27.21 ± 1.67^{ac}	7.33 ± 2.21
Feb	20.19 ± 2.87^{bc}	8.02 ± 1.42
Mar	27.31 ± 4.80^{ac}	7.88 ± 2.96
Abril	24.79 ± 5.54^{abc}	8.29 ± 1.11
May	17.16 ± 2.18^b	7.41 ± 2.75

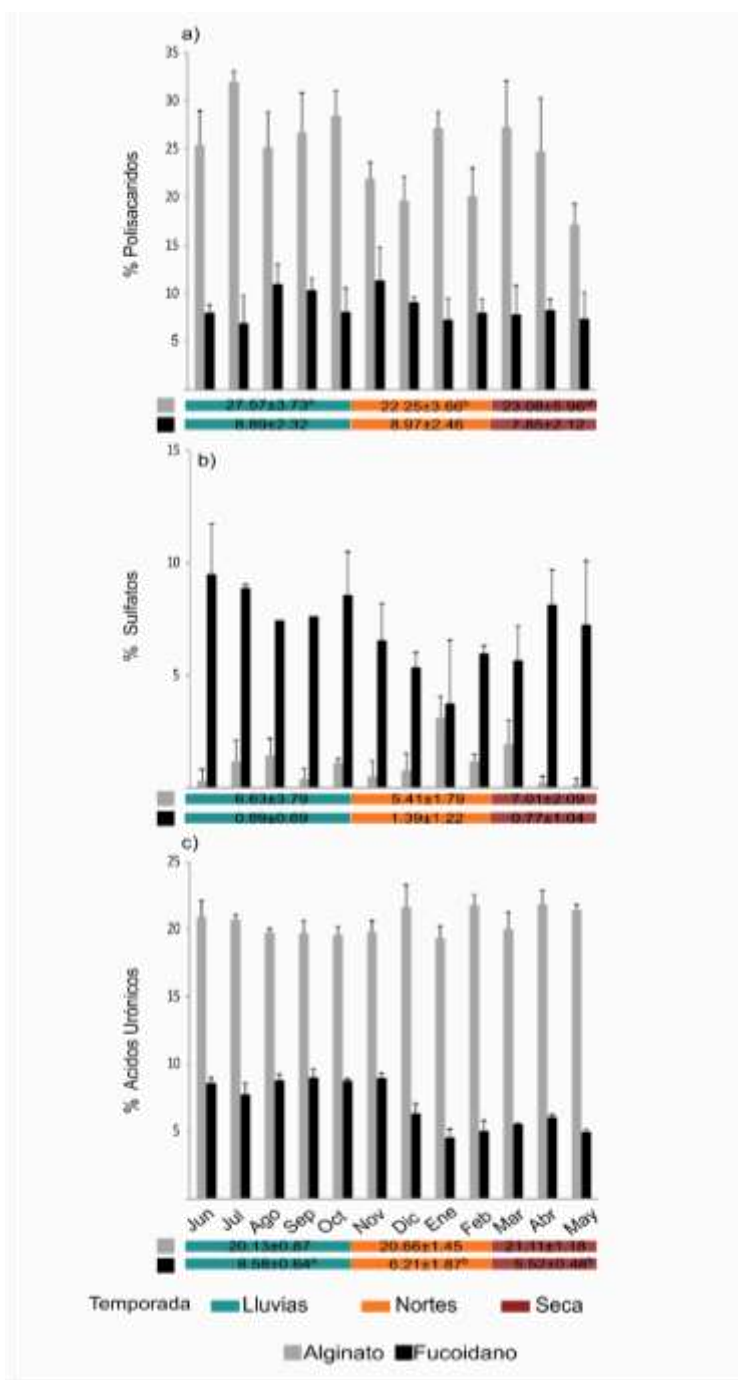


Figura 10. Variación mensual y temporalidad en la concentración de elementos traza en a) polisacáridos, b) sulfatos, and c) ácidos urónicos (% dw) en *Sargassum fluitans* de la costa de Quintana Roo, México a través de un ciclo anual, (2018-2019). Valores reportados son promedio \pm error estándar.

Tabla 8. Concentración de polisacáridos y grupos funcionales en *Sargassum fluitans* (% dw) por temporada en la costa de Quintana Roo, México. Valores son promedio \pm desviación estándar. Letras superíndices diferentes en la misma columna denotan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre temporadas.

Especie	Temporada	Alginato			Fucoidano		
		Extracto crudo	Sulfato	Ácidos urónicos	Extracto crudo	Sulfato	Ácidos urónicos
<i>S. fluitans</i>	Seca	23.08 \pm	7.01 \pm	21.11 \pm	7.85 \pm	0.77 \pm	5.52 \pm
		5.96 ^{ab}	2.09	1.18	2.12	1.04	0.48 ^b
	Lluvias	27.57 \pm	6.63 \pm	20.13 \pm	8.89 \pm	0.89 \pm	8.58 \pm
		3.73 ^a	3.79	0.87	2.32	0.69	0.64 ^a
	Nortes	22.25 \pm	5.41 \pm	20.66 \pm	8.97 \pm	1.39 \pm	6.21 \pm
		3.66 ^b	1.79	1.45	2.46	1.22	1.87 ^b

7.4 Contribución de variables en la acumulación de As por *Sargassum fluitans*

En la Tabla 9, se observan los parámetros obtenidos del modelo lineal generalizado (GLM) para determinar la influencia de las variables en la acumulación de As por *S. fluitans*. El modelo explica el 66.7. % del comportamiento de los datos con un buen ajuste estadístico y sin evidencia de sobredispersión, excepto para dos puntos que no se consideraron valores atípicos (Fig. 11). El modelo determinó que los niveles de Cu y Fe, los ácidos urónicos y el sulfato en fucoidano, y la temporada del año son las principales variables que mostraron una relación con la acumulación de As. De estas variables predictoras continuas y la variable categórica determinada por el modelo, las concentraciones de Cu y ácidos urónicos mostraron significancia estadística ($p < 0.05$), mientras que el sulfato fue marginalmente significativo ($p = 0.0573$).

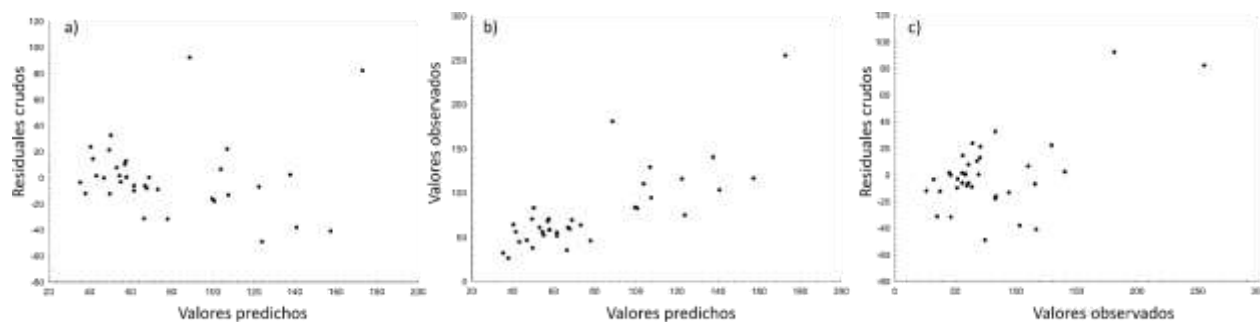


Figura 11. Resultados del análisis de residuales por el modelo de acumulación de arsénico por *Sargassum fluitans*.

Tabla 9. Estadísticos de bondad de ajuste, parámetros estimados y error estándar (SE) del modelo lineal generalizado para describir la acumulación de arsénico en *Sargassum fluitans* en Puerto Morelos, Quintana Roo, México.

Modelo de acumulación de As		
Error		Gamma
Función de enlace		Log
N		36
Devianza residual		2.86
Grados de libertad		29
Devianza explicada		66.7%
AIC		332.81
Nivel de efecto	Estimado	Error estándar
Intercepto	4.1109**	0.4369
Temporada: Seca	-0.1705	0.2745
Temporada: Nortes	0.1142	0.2652
Cobre	-0.1132**	0.0500
Hierro	-0.0050	0.0040
Ácidos urónicos en fucoídano	0.1322**	0.0541
Sulfato en fucoídano	-0.0399*	0.0202

Notas. N: números de datos; AIC: Criterio de información de Akaike; * $p < 0.05$; ** $p < 0.1$.

El modelo muestra que la acumulación de As tiende a aumentar inversamente con el Cu y los sulfatos del fucoídano, mientras que los ácidos urónicos del fucoídano aumentan directamente con la acumulación de As (Fig. 12). El análisis de residuales sugiere una varianza homogénea de las variables independientes del modelo. Además, la relación casi lineal entre los valores observados y calculados confirma el ajuste aceptable del modelo a los datos (Fig. 11).

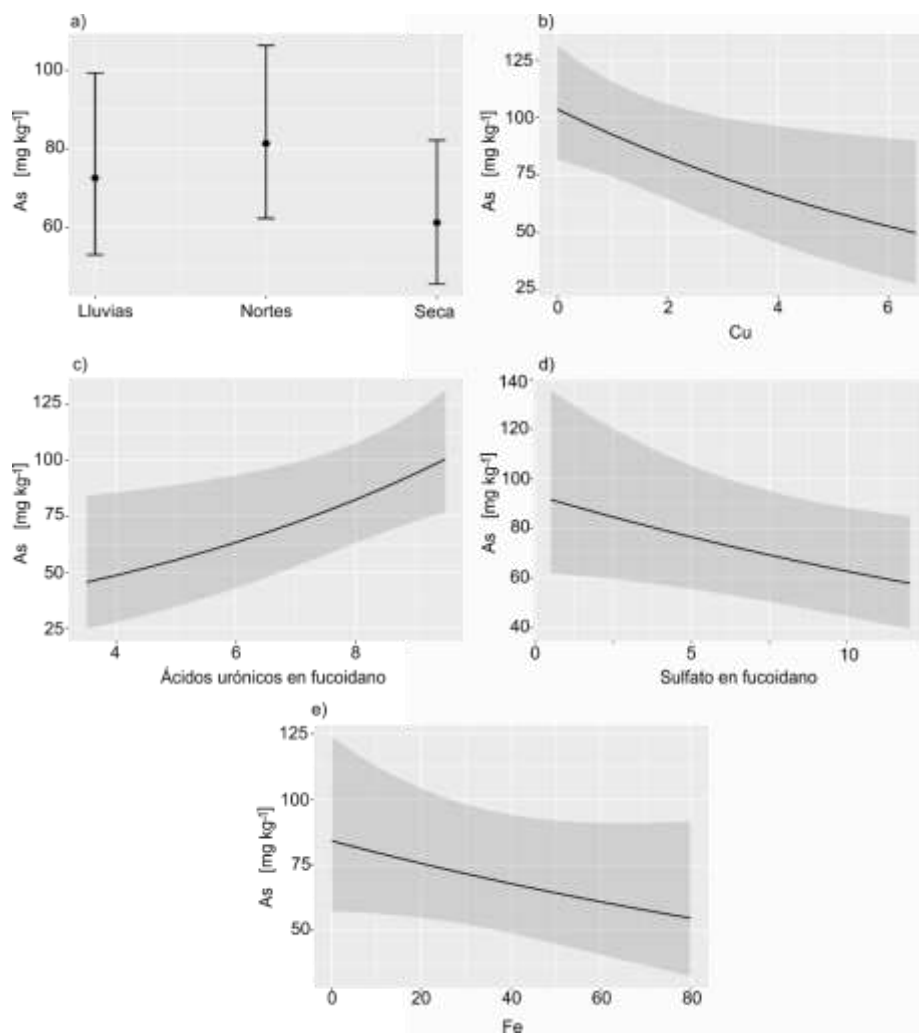


Figura 12. Efectos de las variables en la acumulación de arsénico en *Sargassum fluitans* por el modelo GLM. a) temporada, b) cobre, c) ácidos urónicos en fucoidano, d) sulfato en fucoidano, e) hierro.

Por otro lado, el análisis de partición jerárquica (HP) mostró el efecto independiente de cada una de las variables implicadas; el Cu (~38%) y los ácidos urónicos del fucoidano (~30%), seguido de la variable categórica temporada (~26%), mostraron un mayor efecto o contribución a la varianza en el contenido de arsénico (Fig.13).

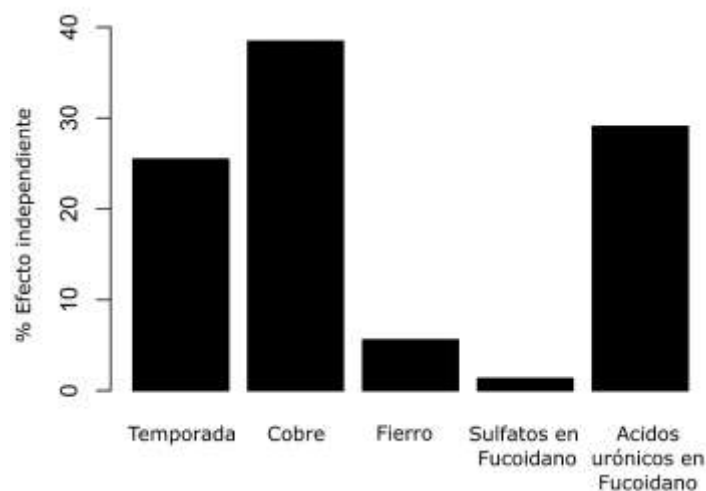


Figura 13. Porcentaje de efectos independientes de la partición jerárquica (HP) del modelo de acumulación de arsénico en *Sargassum fluitans*.

7.5 Contenido de iAs (As III + V) en especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico

Las concentraciones determinadas de iAs (III + V) respecto al TotAs se muestran en la Fig. 14. El contenido de iAs en las especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico, se encuentra en el rango de 12.69 mg kg^{-1} a 62.93 mg kg^{-1} (peso seco), con algunas diferencias notables según los morfotipos y la estación del año. A lo largo del ciclo anual, las mayores concentraciones de TotAs se observaron durante la temporada de lluvias (con un máximo en agosto para todos los morfotipos y valores superiores a 200 mg kg^{-1} para *S. natans* VIII y *S. fluitans*) y las menores concentraciones de TotAs se encontraron durante un período relativamente amplio, es decir, de octubre a mayo, que incluye las temporadas de nortes y seca. En cuanto a las concentraciones de iAs, durante la temporada de lluvias fueron generalmente más bajas que las encontradas posteriormente, y en especial durante la temporada seca. Estas variaciones de iAs, con un aumento general de las concentraciones a lo largo del periodo de estudio, son por tanto opuestas a las de TotAs.

Respecto al porcentaje de iAs, este se encuentra del 14.15 % al 81.70 % del contenido total del elemento (Fig. 15). Esta proporción de TotAs:iAs aumentó significativamente durante el periodo estudiado, con valores relativamente bajos durante la temporada de lluvias <40% y valores más altos durante la temporada seca (rango promedio del 60% - 80%).

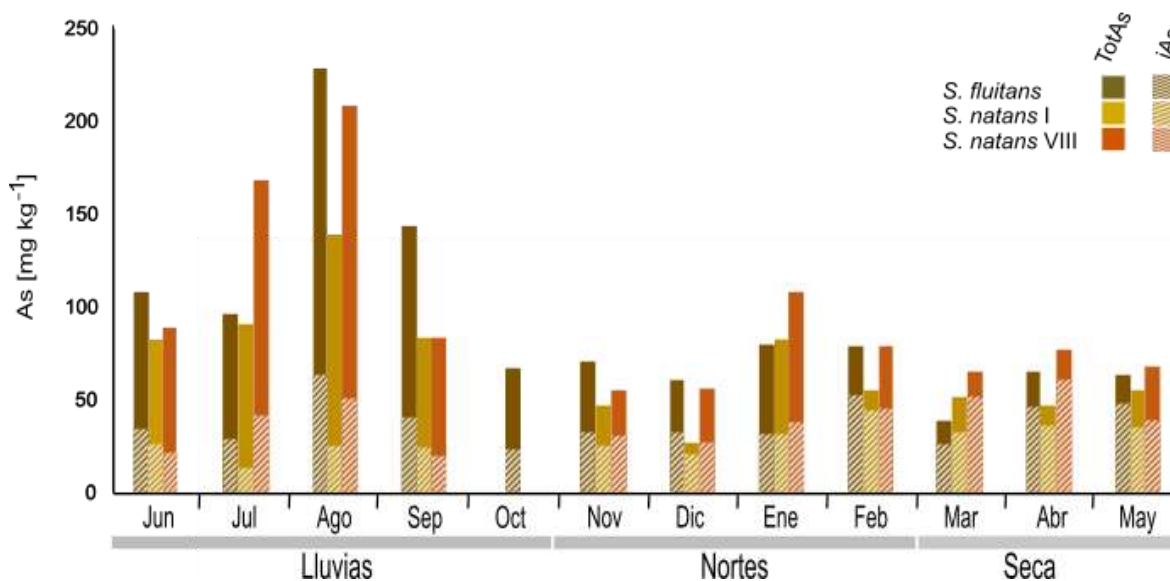


Figura 14. Concentración (mg kg⁻¹) de arsénico inorgánico (iAs) en el contenido de arsénico total (TotAs) en *Sargassum pelágico* de la costa de Quintana Roo, México durante un ciclo anual (2018-2019). Valores representan el promedio. En octubre, no se observaron los morfotipos *S. natans I* y *S. natans VIII*.

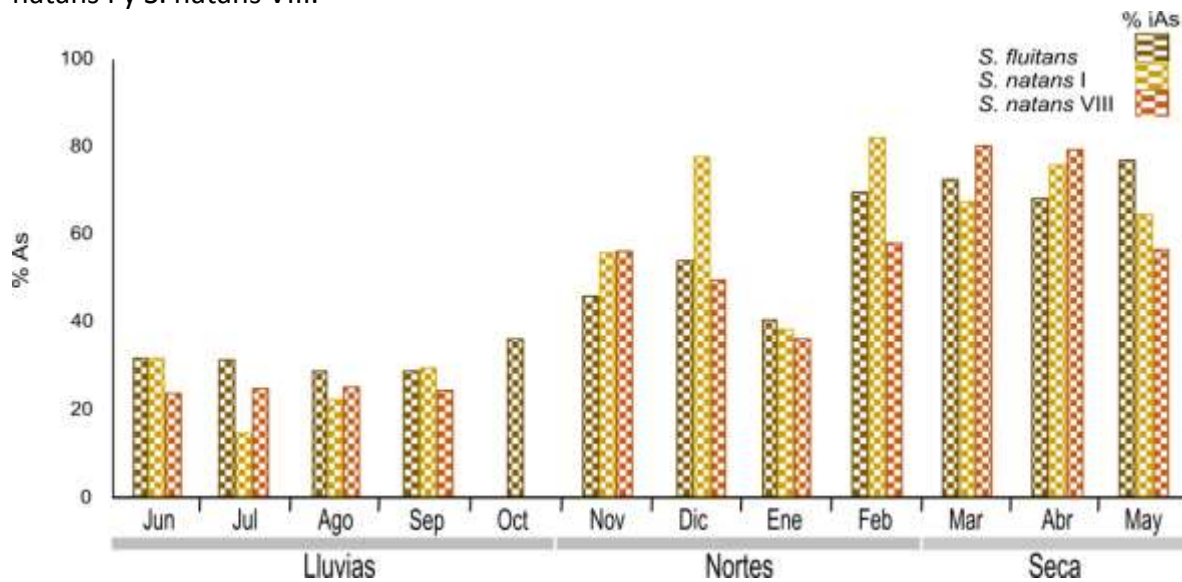


Figura 15. Porcentaje de iAs en *Sargassum pelágico* de la costa de Quintana Roo, México durante un ciclo anual (2018-2019). Valores representan el promedio y error estándar. En octubre, no se observaron los morfotipos *S. natans I* y *S. natans VIII*. Líneas rojas delimitan valores máximos permitidos de iAs en diversas aplicaciones.

El contenido de iAs y la proporción de iAs en función de TotAs para cada morfotipo se observa en la Fig. 16. Esta confirma que el contenido de iAs no aumenta en proporción con el contenido de TotAs (Fig. 16a). De hecho, la proporción de iAs se mantuvo por debajo del 40% para las muestras que presentaban concentraciones de TotAs superiores a 100 mg kg⁻¹. Por otro lado, se encontraron proporciones de iAs superiores al 50% para las muestras con concentraciones de TotAs inferiores a 50 mg kg⁻¹ (Fig. 16b).

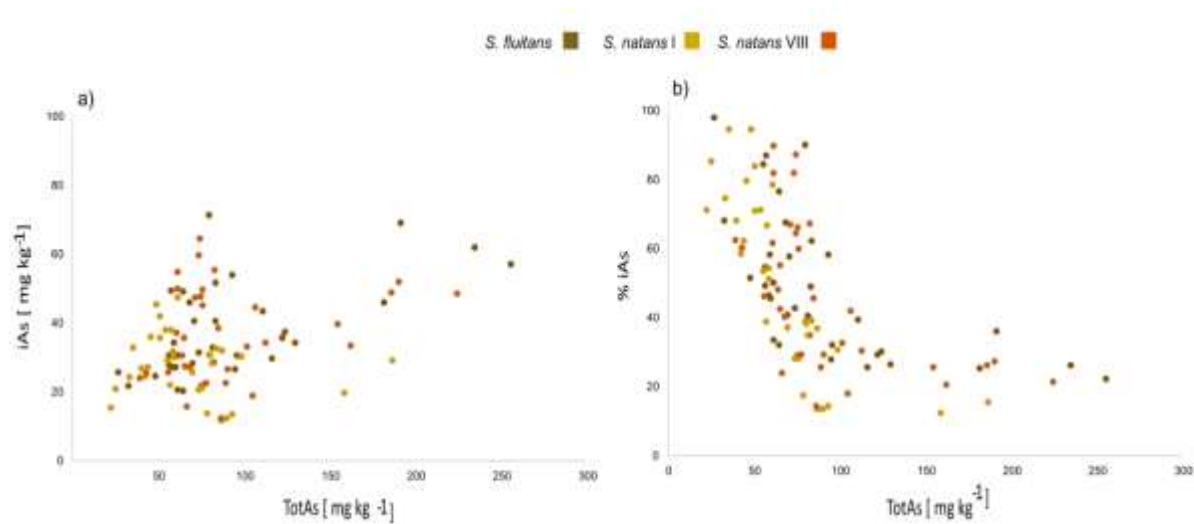


Figura 16. Distribución de los datos obtenidos de las concentraciones de arsénico inorgánico a) Concentraciones de iAs respecto al contenido total de arsénico b) porcentaje de iAs presente respecto al TotAs. Datos se presentan en (mg kg⁻¹).

Respecto al análisis por temporalidad, se observaron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas (Fig. 17). Siendo la temporada seca y de lluvias diferentes entre estas, independientemente de los morfotipos ($p < 0.05$) y observando el mayor contenido de iAs en la temporada de secas. El mayor contenido de iAs se observó en la temporada seca con un promedio de 41 mg kg⁻¹ y un rango entre 22 mg kg⁻¹ y 71.5 mg kg⁻¹, seguida de la temporada de nortes con un promedio de 33.8 mg kg⁻¹ y un rango de 15.5 mg kg⁻¹ - 54.2 mg kg⁻¹. El contenido más bajo de iAs se observó durante la temporada de lluvias con un promedio de 31.3 mg kg⁻¹ y un rango entre 11.9 mg kg⁻¹ y 69.3 mg kg⁻¹.

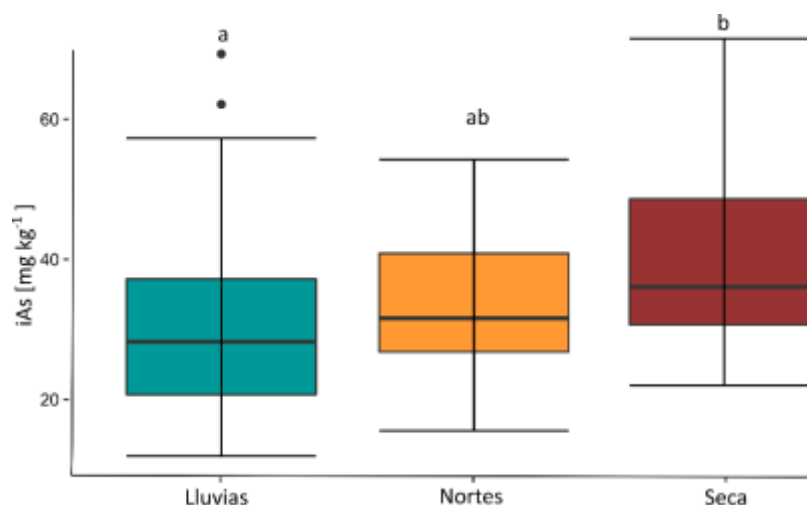


Figura 17. Contenido de arsénico inorgánico (iAs) en *Sargassum pelágico* de la costa de Quintana Roo, México durante un ciclo anual (2018-2019) por temporadas. Valores representan la mediana, primer cuartil y tercer cuartil.

En contraste, el análisis temporal analizado por especies y morfotipos, difiere del comportamiento general. No se observan diferencias en la especie *S. fluitans* a lo largo del año, mientras que, en los morfotipos *S. natans* se observan diferencias temporales, siendo en *S. natans* I la temporada de lluvias diferente a la temporada seca donde se observa el mayor contenido de iAs; para *S. natans* VIII, la temporada de lluvias y nortes difiere a la temporada seca siendo de igual manera esta temporada donde se encuentran las mayores concentraciones de iAs.

En cuanto al análisis estadístico por especies y morfotipos, se determinaron diferencias estadísticamente significativas entre éstas ($p < 0,05$) (Fig. 18); siendo los morfotipos *S. fluitans* y *S. natans* VIII diferentes de *S. natans* I; siendo el morfotipo *S. natans* VIII el mayor contenido de iAs. El morfotipo *S. fluitans* tiene el mayor promedio anual de iAs (37.8 mg kg^{-1}) con un rango de 20.6 mg kg^{-1} a 71.5 mg kg^{-1} , seguido de *S. natans* VIII con un contenido medio anual de 37.7 mg kg^{-1} (rango 12.6 mg kg^{-1} - 64.7 mg kg^{-1}) y *S. natans* I con un promedio anual de 28 mg kg^{-1} (rango 11.9 mg kg^{-1} - 47.7 mg kg^{-1}).

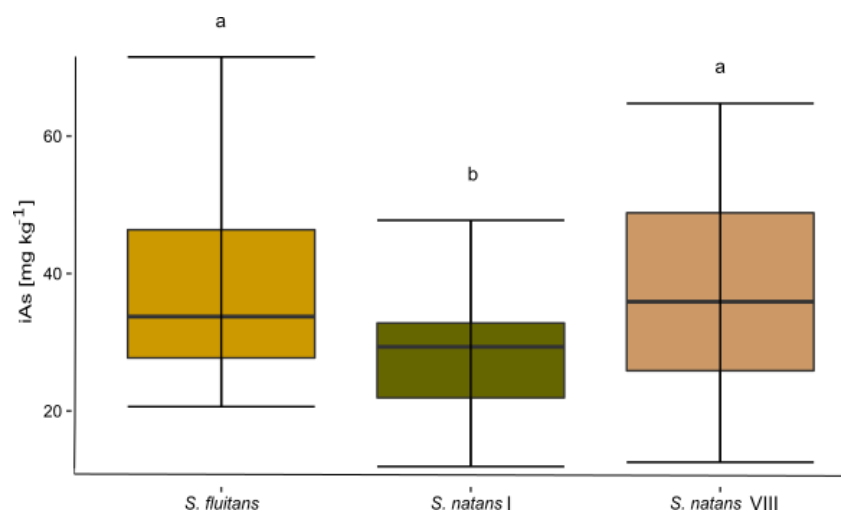


Figura 18. Contenido de arsénico inorgánico (iAs) en especies y morfotipos de Sargassum pelágico de la costa de Quintana Roo, México durante un ciclo anual (2018-2019). Valores representan la mediana, primer cuartil y tercer cuartil.

8. DISCUSIÓN

8.1 Concentraciones de elementos traza y variación temporal en *Sargassum* pelágico

En general, la concentración de todos los elementos analizados se encontró dentro de los intervalos previamente reportados para especies bentónicas de *Sargassum* del Caribe y de especies de *Sargassum* pelágicas en diferentes áreas de estudio (Tabla 1). Los elementos, Fe y Pb, presentan amplias fluctuaciones en las concentraciones reportadas, comparados con los demás elementos analizados (As, Cd, Cu y Zn), cuyo contenido se mantiene homogéneo en los reportes. Por ejemplo, analizando los reportes existentes para Fe, la biomasa de sargazo pelágico recolectada en la costa de República Dominicana en 2015 mostró concentraciones de Fe de hasta 655 mg kg^{-1} , que es diez veces mayor que las concentraciones reportadas en este estudio. Para las Islas Turcas y Caicos en 2019, el rango de concentraciones de Fe varió significativamente entre especies (*S. fluitans*, 262 mg kg^{-1} ; *S. natans I*, 998 mg kg^{-1} ; *S. natans VIII*, 81 mg kg^{-1}), con un valor promedio de 3811 mg kg^{-1} para la biomasa mezclada de *Sargassum* (Milledge *et al.*, 2020). Estas concentraciones son 2 a 55 veces superiores a los niveles reportados en este estudio para la biomasa de *Sargassum* recolectada en 2018. En la costa africana, los niveles de Fe reportados en *Sargassum* pelágico mezclado fueron hasta 85 veces más altos ($1226\text{--}5910 \text{ mg kg}^{-1}$; Addico y deGraft-Johnson, 2016) a los niveles reportados para el Caribe mexicano en 2018. Este patrón de amplias variaciones también se observa para las concentraciones de Fe en especies bentónicas (Tabla 1). Otros estudios que analizaron el sargazo pelágico de la costa caribeña mexicana reportaron concentraciones que van desde indetectable ($< 3 \text{ mg kg}^{-1}$) hasta 11 mg kg^{-1} (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2020), que son cuatro veces menores que el valor máximo registrado en este estudio. En 2019, Cipollini *et al.* 2022, reporta un valor promedio para Fe de 47.11 mg kg^{-1} en los tres morfotipos pelágicos de *Sargassum*, recolectadas del Océano Atlántico a las Islas Guadalupe.

En el caso de Pb, la concentración observada en nuestro estudio osciló entre indetectable ($< 0.05 \text{ mg kg}^{-1}$) y 20.7 mg kg^{-1} , que es la concentración más alta reportada para *Sargassum* pelágico de la región del Caribe entre 2015 y 2020. Sólo Addico y deGraft-Johnson (2016), con *Sargassum* recolectado en Ghana, han reportado concentraciones de Pb de 4 a 17 veces más

altas que las registradas en este estudio. Amado-Filho *et al.* (2008) reportaron valores de Pb de 6.2 – 11.1 mg kg⁻¹ para especies bentónicas, que están dentro del rango reportado para especies pelágicas en este estudio.

Respecto a los elementos que se comportan homogéneamente en los reportes existentes, el caso del Cd se encontró en concentraciones que van desde <0.02 a 3.1 mg kg⁻¹ en sargazo pelágico, siendo concentraciones similares en las especies bentónicas 0.4 mg kg⁻¹ a 3.45 mg kg⁻¹, con la excepción del primer reporte de Adicco y deGraft-Johnson (2016) donde reporta valores 25 veces mayores al valor máximo reportado en este estudio; así como el reporte más reciente (Cipollini *et al.*, 2022) donde se reporta valores 4 veces mayores al valor máximo reportado en este estudio. Este metal, se caracterizó por presentar un comportamiento inverso a las concentraciones de As, es decir, cuando las concentraciones de As fueron mayores (temporada de lluvias), se observaron las concentraciones de Cd más bajas. Este comportamiento fue igual para el Cu, el cual se ha reportado en concentraciones que van desde 0.01 mg kg⁻¹ hasta 36 mg kg⁻¹, con la única excepción del reporte de Rodríguez-Martínez *et al.*, 2020 en el cual se observan concentraciones de 6 mg kg⁻¹ a 540 mg kg⁻¹. Este elemento fue determinado mediante el GLM, como el elemento con mayor influencia en la acumulación del As, aspecto que será discutido más adelante, en el apartado de identificaciones de las principales variables que afectan la acumulación de As en *S. fluitans*. En cuanto al Zn, este elemento ha sido reportado en concentraciones que van desde 0.02 mg kg⁻¹ hasta los 100 mg kg⁻¹, pero con valores promedio en el intervalo de los 5 mg kg⁻¹ y 10 mg kg⁻¹. En general, los metales Cd y Pb considerados “metales pesados” y por su potencial toxicidad, tienden a presentarse en cantidades bajas y su presencia se ha relacionado con aportes antropogénicos principalmente; por otro lado, los elementos Cu, Fe y Zn, son elementos esenciales para las algas ya que desempeñan funciones fisiológicas.

En cuanto a la amplia variación espacial y temporal de elementos en las especies de sargazo pelágico, ésta puede estar relacionada con las condiciones físicas y químicas durante su trayectoria a través del océano. Cipollini *et al.* (2022) pone sobre la mesa, el debate de la rápida renovación del sargazo, como factor de la inexistencia de gradientes espaciales en las concentraciones de metales que acumula. En este contexto, el *Sargassum* no tendría tiempo para acumular metales durante su transporte y, por lo tanto y en consecuencia presentarían

una contaminación constante, debido a) al movimiento relativamente lento del sargazo (a escala de cuenca) b) al corto tiempo de absorción del elemento y c) una renovación relativamente rápida de la biomasa de *Sargassum*. Además, se ha reportado que la composición de especies y la abundancia de la biomasa arribada a la playa varía espacialmente (Vázquez-Delfín *et al.*, 2021), y algunos estudios analizan la biomasa sin clasificar las diferentes especies y morfotipos de sargazo, mientras que otros informan la concentración para cada especie (Tabla 1).

Para As, concentraciones de 13.68 mg kg^{-1} a 42.30 mg kg^{-1} fueron reportadas por Fernández *et al.* (2017), que son similares a las observadas en este estudio para *S. fluitans* en octubre ($53.84 \pm 5.17 \text{ mg kg}^{-1}$). Addico y deGraft-Johnson (2016) reportaron niveles de arsénico de 13.0 mg kg^{-1} a 53.5 mg kg^{-1} en sargazo pelágico de las costas occidentales de Ghana. En el arribazón de sargazo de 2018-2019 en el Caribe Mexicano, Rodríguez-Martínez *et al.* (2020) reportaron una concentración promedio de As de 80 mg kg^{-1} (un mínimo de 24 mg kg^{-1} , máximo de 172 mg kg^{-1}). Por su parte, Vázquez-Delfín *et al.* (2021) menciona una media de concentración que osciló entre $29.0 \pm 6.24 \text{ mg kg}^{-1}$ y $65.7 \pm 31.9 \text{ mg kg}^{-1}$ en *Sargassum* de varios sitios costeros pelágicos de Quintana Roo, México. Cipollini *et al.* (2022), reporta para los morfotipos de *Sargassum* pelágico recolectado del Océano Atlántico a las Islas Guadalupe, un promedio en las concentraciones de As de 92.72 mg kg^{-1} y siendo el morfotipo *S. natans* VIII el del mayor contenido de As. Excepto en las concentraciones de As en *S. natans* VIII en agosto de 2018 (210 mg kg^{-1}), todas las demás concentraciones de As en el presente estudio se encuentran dentro del intervalo previamente notificado en otros estudios realizados en el Caribe en sargazo bentónico o en algas pelágicas (Tabla 1). Estos son niveles son comunes para esta alga dado que el género *Sargassum* spp. ha sido reconocido por su capacidad de secuestrar arsénico del agua de mar (Sartal *et al.*, 2014). Se han reportado concentraciones de hasta 600 mg kg^{-1} para *Sargassum sinicola* recolectado de sitios con actividad hidrotermal (Leal-Acosta *et al.*, 2013).

Un factor adicional para considerar es la especie química analizada; como se mencionó anteriormente, el TotAs es el valor de As más comúnmente reportado, pero la importancia toxicológica de este elemento depende de la especie en particular. Por esta razón, es difícil sacar conclusiones de los valores de TotAs. Sin embargo, éste sirve como referencia, ya que se ha reportado para otras especies de algas cafés, la proporción correspondiente a iAs. Por lo

anterior mencionado, en este trabajo se cuantificó el iAs en las muestras de *Sargassum* pelágico, con el objetivo de tener información de aspecto toxicológico respecto a las especies químicas más tóxicas del As, por lo que en el siguiente apartado se evalúa este aspecto.

8.2 Contenido de iAs (As III + V) en especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico

La determinación del contenido de iAs hidrosoluble, proporciona información de suma importancia en el sentido toxicológico, ya que, como se mencionó anteriormente la toxicidad de este elemento depende de la especie química presente, siendo las especies inorgánicas (As III > As V) más tóxicas que las especies orgánicas (MMA > DMA > AsB). En las algas cafés se ha reportado el contenido de iAs concretamente en algas marinas con fines comestibles (como el alga *Hijiki fusiforme*), con el objetivo de establecer reglamentación y asegurar la inocuidad de los productos. Sin embargo, además del interés desde el punto de vista toxicológico, biológicamente hablando, la especiación del As en las algas cafés y específicamente en las especies y morfotipos pelágicos de *Sargassum*, es un hecho relevante dada la elevada capacidad acumuladora de As que presentan, la cual ha sido ampliamente reportada (Davis *et al.*, 2000; Davis *et al.*, 2003a, Almela *et al.*, 2006; Sartal *et al.*, 2014; Ma *et al.*, 2018).

Respecto al contenido de iAs hidrosoluble, en general, en las muestras de *Sargassum* pelágicas analizadas en este estudio, el iAs representa del 14.15 % al 81.70% del TotAs. Integrando reportes previos, el contenido de iAs representa del 28% al 72% (incluyendo diferentes especies) de TotAs en la muestra analizada (Morita y Shibata, 1990; Gallagher *et al.*, 2001; Almela *et al.*, 2002). Con respecto a esto, los estudios previos señalan lo siguiente: Rose *et al.* (2007) analiza el contenido inorgánico y total de As en muestras del alga *Hijiki*, en su versión comercial, reportando niveles de iAs del 61 & al 73 %. Narukawa *et al.* (2012), reporta que el porcentaje extraíble de especies arsenicales en *Hizikia fusiforme* determinado en un extracto acuoso, es aproximadamente del 70 % al 90 % del TotAs y que la suma del contenido de As (III+ V) que se define como iAs se encuentra en un rango del 36 % al 79 % de la concentración total de As en cada muestra. En la Guía de Usos de *Sargassum*, se informó que el iAs representó el 62 % del contenido de TotAs en *Sargassum* pelágico de las Islas Vírgenes Británicas en 2016 (véase la revisión en Desrochers *et al.*, 2020) Tirolien (2019) reportó un valor obtenido de una sola

muestra de sargazo pelágico de Martinica, donde el iAs representó el 70 % del TotAs. Ender *et al.* (2019), reporta un valor de 53 % de iAs del TotAs en *Laminaria digitata* y Gobert *et al.* (2022), analiza la proporción de iAs (también en extracto acuoso) en los tres morfotipos de *Sargassum* pelágicos observados en los arribazones recientes, y registra una proporción del 15 % al 50 % de iAs en la fracción total del As.

La información anterior concuerda con los resultados del estudio de Ender *et al.* (2019); el cual desarrolló un análisis con imágenes elementales (NanoSIMS), y muestra que el interior de las células del alga café *Laminaria digitata*, se observan libres de As, y que la mayoría de éste, se encuentra almacenado en compuestos hidrofílicos en la pared y membrana celular; por lo que, el almacenamiento de As concretamente en formas inorgánicas (As III y/o As V) o de arsenozúcares, podría corresponder a una estrategia de detoxificación efectiva de las algas cafés. Wang *et al.* (2013) menciona también, que las macroalgas capturan activamente el As del agua (principalmente como AsV) a través del sistema de transporte de fosfato, dadas las características químicas similares entre el As y el P. Esta captación activa puede ocurrir a través de un mecanismo de desintoxicación, en el cual las algas reducen el As (V) a As (III), y lo metilan a MMA y DMA para después excretarlo, principalmente como As (III) o DMA. Este proceso de conversión metabólica no es utilizado por todas las algas marinas; algunas de ellas acumulan As en varias formas químicas de las cuales el As (III) y el As (V) representan una proporción significativa de las formas inorgánicas tóxicas (Borak y Hosgood, 2007). Estos estudios nos llevan a la hipótesis que podría explicar el comportamiento del contenido de iAs en este estudio, el cual, como se observa en la Fig. 11, se comporta de manera que aun en las concentraciones de TotAs más bajas, el contenido de iAs se mantiene a una proporción mayor o igual que en altas concentraciones de TotAs, por lo que creemos, que el As una vez que es atrapado por el alga, la cual lo hace principalmente en la forma pentavalente (AsO_4^{3-}), por lo que lo acumula (específicamente como As V) sin embargo, existe un límite en la acumulación (el cual depende de los compuestos hidrofílicos en la pared celular) y una vez alcanzado recurre a otras estrategias de almacenamiento o lo ingresa al metabolismo activo de la célula para su posterior detoxificación.

En cuanto a la temporalidad en el iAs, existen diferencias en su contenido, como se observa en la Fig. 13, en donde el contenido de iAs es mayor en la temporada de secas. De acuerdo a los

resultados obtenidos para la cuantificación del TotAs, la temporada de secas, fue la temporada donde se determinaron las concentraciones más bajas de TotAs. Desde el punto de vista toxicológico, esta información nos indica que a pesar de las cuantificaciones del TotAs, es imprescindible llevar a cabo análisis de las especies químicas que lo conforman, ya que, según los resultados de este estudio, no existe un patrón proporcional (a mayor concentración de TotAs, mayor contenido de iAs) y tampoco se encuentra relacionado a variaciones en el contenido de los polisacáridos de la pared celular, ya que no se encontraron diferencias para alginato y/o fucoídano en esta temporada, por lo que soporta la hipótesis de la capacidad fisiológica de acumular el As en su forma pentavalente en la pared celular, como primer mecanismo de defensa, el cual a su vez, se encuentra comprometido a las condiciones ambientales y fisiológicas propias del alga en el momento.

Con respecto a la variación que existe en el contenido de iAs entre las especies y morfotipos de *Sargassum*; de acuerdo con nuestros resultados, los morfotipos *S. fluitans* y *S. natans* VIII, son aquellos que presentan mayores concentraciones de iAs ($37.81 \pm 2.07 \text{ mg kg}^{-1}$ y $37.7 \pm 2.12 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente (promedio \pm DS) y presentan diferencias estadísticamente significativas con *S. natans* I. Este comportamiento concuerda con el reportado por Gobert *et al.* (2022), donde el morfotipo *S. natans* VII es el que presenta las mayores concentraciones totales de As, así como de iAs. Este hecho podría deberse a que *S. fluitans* y *S. natans* VIII son también, los morfotipos que presentaron las mayores concentraciones de TotAs ($77.8 \pm 5.12 \text{ mg kg}^{-1}$ y $87.41 \pm 5.64 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente (promedio \pm DS), y las diferencias entre especies y morfotipos, a pesar de compartir características que las agrupan al mismo género y están sujetas a las mismas condiciones ambientales, podrían deberse a que, en el aspecto morfológico y en su composición química presentan diferencias que generan respuestas diferentes al momento de acumular el As; por ejemplo: 1) estructuras diferentes en forma y tamaño como los filoides (los cuales son ovoides y de mayor tamaño para *S. fluitans* y *S. natans* VIII que en *S. natans* I), 2) la composición química del alginato y fucoídano, los cuales presentan diferencias químicas, (concretamente ha sido reportado para *S. fluitans* y *S. natans* I), específicamente en la proporción de ácido manurónico(M)/gulurónico (G) para el alginato (radio M:G) (Davis *et al.*, 2004; Rhein-Knudsen *et al.*, 2017; Mohammed *et al.*, 2018; Rosado *et al.*, 2020) y por último a 3) una diferente tolerancia a las concentraciones de As y a la capacidad de acumularlo en especies

inorgánicas como mecanismo de defensa y estrategia de detoxificación distinta, siendo mayor para *S. fluitans* y *S. natans* VIII y menor para *S. natans*.

Más allá de los aspectos estrictamente normativos destinados a productos para el ser humano, la normativa existente para el As, contempla la especiación de este elemento determinando el menor contenido posible de iAs, por lo que en base a la normativa que se aplica, se descartaría el uso de la biomasa para consumo humano directo, ya que el contenido de iAs en algunas de las muestras analizadas varía en más de 20 órdenes de magnitud con respecto al límite reglamentario (3 mg kg^{-1}) fijado por Francia y Estados Unidos y (1 mg kg^{-1}) fijado por Australia y Nueva Zelanda para los alimentos o cualquier producto destinado al consumo humano (cosmético, médico) (Devault *et al.*, 2020).

El uso del *Sargassum* pelágico con mayor aceptación y posibilidad de acuerdo con la normativa vigente se dirige al enfoque agrícola. Las algas de playa se han utilizado históricamente en zonas costeras rurales de forma fresca o parcialmente desecada, este es el uso más directo y barato y todavía se realiza a nivel local; el esparcimiento directo de algas requiere el establecimiento de un plan de gestión de nutrientes, que puede adoptar diferentes formas reglamentarias en función de la normativa nacional. Por lo tanto, los futuros estudios deben incluir y complementar la información de contenido de As, con análisis de especiación de éste, ya que las formas más tóxicas del elemento pueden restringir el uso de harina de algas marinas y materiales de alimentación derivados del sargazo con fines agropecuarios, así como de fertilizantes o material para composta, de acuerdo con regulaciones existentes en la materia, como la Comisión Europea (Adamse *et al.*, 2017).

8.3 *Sargassum fluitans*: Contenido de polisacáridos y grupos funcionales

8.3.1 Variación temporal de polisacáridos y grupos funcionales

El mecanismo a través del cual *Sargassum* secuestra As a partir del agua sigue siendo poco comprendido y actualmente se basa en observaciones en microalgas y plantas (Ma *et al.*, 2018). La explicación más aceptada asocia la captura de As con la presencia de grupos hidroxilo, carboxilo y sulfato en los polisacáridos que componen la pared celular del *Phylum* Ochrophyta,

que son el alginato y fucoidano (García-Ríos *et al.*, 2012). Kamala *et al.* (2005), usando biomasa vegetal fresca e inmovilizada para la remoción de As (III), reportó que los grupos carboxilo eran los principales sitios de unión para el As (III). Estos grupos carboxilo estarían presentes en el ácido hidroxycítrico, que es el principal ácido orgánico encontrado en la biomasa analizada. Por otro lado, Davis *et al.* (2003b), estudio el proceso de biosorción de cationes divalentes en *S. fluitans* y determinó que este depende tanto de su contenido de alginato como de su composición, y que la presencia de "bloques G" en los alginatos es fundamental porque da lugar a una selectividad bien establecida para los cationes divalentes, aumentando potencialmente la eficacia de la biosorción; también identifica que en los filoides del alga, se encuentra el alginato con la mayor cantidad de ácido gulurónico (bloques G), característica esencial para la afinidad de ciertos elementos como el Cd y el Cu.

El conocer el contenido de polisacáridos y sus componentes principales como los ácidos urónicos y los grupos sulfatos, y su variación a lo largo del tiempo, es crucial dado su papel en la acumulación de metales. En las muestras de *S. fluitans* obtenidas en el presente estudio, el contenido de alginato (17% a 32%) se encontraba dentro de los niveles de contenido de alginato previamente reportados para especies pelágicas de *Sargassum*; sin embargo, los niveles de fucoidano (6.9% a 11.4%) fueron considerablemente superiores a los valores previamente reportados en *S. fluitans*. Se ha reportado el contenido de alginato para múltiples especies de sargazos (bentónicos y pelágicos) y diversos sitios (ver Rosado-Espinosa *et al.*, 2020), que oscilan entre el 9.3% y el 49.9%, mientras que Vázquez-Delfín *et al.* (2021) reportan valores entre el 29.3% y el 33.9% y Machado *et al.* (2022), reportan valores del 5.12 % al 16.34 %, ambos estudios en sargazo pelágico. Esta amplia variación se ha relacionado principalmente con la temporada en que se recolectaron los especímenes (Ragaza y Hurtado, 1999; Davis *et al.*, 2004; Camacho y Hernández-Carmona, 2012).

En cuanto al contenido de fucoidano en *Sargassum* spp., los valores reportados también tienen una amplia variación. Rosado-Espinosa *et al.* (2020) reportan valores para algunas especies bentónicas como *S. hystrix*, *S. ramifolium*, *S. buxifolium* y para *S. fluitans* de 2.1%, 2.4%, 2.7% y 4.4%, respectivamente, donde el contenido de fucoidano en *Sargassum* de seis localidades a lo largo de la costa de Q Roo, México varió de 7.9% a 9.3% (Vázquez-Delfín *et al.*, 2021). Di Filippo-Herrera *et al.* (2018) compararon los niveles de fucoidano en varias especies de sargazo

bentónico y otras algas cafés, reportando valores del 2.6% al 4.3%. El rendimiento de fucoidano registrado en este estudio (Tabla 4) es dos veces mayor que los valores en *S. fluitans* reportados en otros lugares (Tabla 2), pero dentro de rangos previamente reportados en especies de *Sargassum* bentónico (Rosado *et al.*, 2020); recientemente Machado *et al.* (2022) reporta un rendimiento de hasta 2 veces mayor que en este estudio para muestras recolectadas en Jamaica para el 2020. Los valores de los extractos crudos de alginato y fucoidano observados en este estudio, así como de sulfato y ácidos urónicos de alginato, están dentro de los rangos reportados por Vázquez-Delfín *et al.* (2021) para sargazo pelágico de varios sitios de la costa de Q Roo, México; la excepción son los sulfatos en el fucoidano, para el cual encontramos niveles que son la mitad de los reportados anteriormente.

Los resultados del presente estudio mostraron un mayor contenido de alginato durante la temporada de lluvias que en nortes, mientras que el contenido de fucoidano se mantuvo constante durante todo el año. La variación estacional en la composición química de las algas cafés, particularmente en lo que respecta a los polisacáridos del sargazo, se ha relacionado con cambios ambientales (Freile-Pelegrín y Robledo, 1997; Freile-Pelegrín y Robledo, 2006; Davis *et al.*, 2004; Camacho y Hernández- Carmona, 2012). Las diferencias en el contenido de polisacáridos entre las macroalgas se asocian principalmente a la función biológica de estos compuestos. El alginato es un carbohidrato estructural que confiere elasticidad del talo para soportar cambios estacionales en el clima y corrientes (Rosado-Espinosa *et al.*, 2020). En las especies bentónicas, los niveles más altos de alginato les permiten soportar fuertes corrientes y permanecer unidos al sustrato. En especies pelágicas, recientemente se ha informado que el contenido y la composición del alginato en las paredes celulares fueron similares en *S. fluitans*, *S. natans* I y *S. natans* VIII (Davis *et al.*, 2021). Además, el papel biológico del fucoidano en las algas también está relacionado con la adhesión del cigoto (para especies con reproducción sexual) (Goodner y Quatrano, 1993; Kropf *et al.*, 1988; McCandless, 1981). Sin embargo, en especies pelágicas (con reproducción por fragmentación), un alto contenido de fucoidano puede estar relacionado con la afinidad de grupos de éster-sulfato por iones de magnesio (Percival, 1979), haciendo que el *Sargassum* pelágico retenga agua y evite la desecación (Rosado-Espinosa *et al.*, 2020).

Teniendo en cuenta que el sargazo pelágico permanece en la superficie del mar durante todo su ciclo de vida, directamente expuesto a la radiación solar y a las temperaturas en las aguas superficiales a lo largo de las largas distancias recorridas, las variaciones en el contenido de polisacáridos resultan del efecto combinado de estos factores y las condiciones ambientales no solo en el momento de la recolección, sino también a lo largo de su camino en el océano. También cabe destacar que los resultados de este estudio se refieren a extractos crudos sin pasos de purificación o recuperación. Dado que el método de extracción puede afectar al rendimiento del polisacárido, es importante mencionar si el valor notificado se refiere al extracto crudo o si la biomasa fue tratada o purificada de alguna manera.

8.3.2 Contribución de variables en la acumulación de As por *Sargassum fluitans*

El fucoidano, así como sus componentes principales juegan un papel clave en la acumulación de ciertos elementos; el modelo GLM indica que este polisacárido regula la acumulación del As, y que no es el caso del alginato y sus ácidos urónicos. Además, el modelo sugiere que el contenido de ácidos urónicos del fucoidano está directamente relacionado con la acumulación de As, mientras que los sulfatos tienden a estar inversamente relacionados con la acumulación de este metaloide (Fig. 9). Se esperaba que el fucoidano fuera el compuesto con mayor contribución a la acumulación de As; sin embargo, la contribución de los ácidos urónicos presentes en el fucoidano debería analizarse más a fondo en otras algas caféas para confirmar esta contribución significativa.

Respecto a este punto, los tipos de ácidos urónicos en ambos polisacáridos difieren; los ácidos urónicos en fucoidano se componen principalmente de ácido α -D-glucurónico (Balboa *et al.*, 2013; Flórez-Fernández *et al.*, 2020), mientras que los de alginato comprenden principalmente ácido α -L-glucurónico (bloque G) y ácido β -D-manurónico (bloque M) (Spadari *et al.*, 2017). Estas diferencias pueden explicar los resultados de este estudio y sugerir que los ácidos urónicos en el fucoidano juegan un papel importante en la unión del As, incluso en pequeñas cantidades (< 2%) (Zhang *et al.*, 2012). Existe una discusión sobre si el alginato es un potencial contaminante en el fucoidano (Zayed *et al.*, 2020) ya que se detectan con frecuencia rastros de alginato en extractos crudos de éste (Zhang *et al.*, 2012; Rhein-Knudsen *et al.*, 2017). Esto ocurre cuando el

alginate no se elimina correctamente, lo que provoca un aumento del contenido de ácidos urónicos en fucoidano, lo que puede explicar estos resultados ya que trabajamos con extractos crudos sin pasos de purificación o recuperación. Por lo tanto, la caracterización de los ácidos urónicos presentes en los polisacáridos de la pared celular es esencial para desarrollar modelos adecuados que puedan explicar y predecir la capacidad de diferentes algas para captar y/o remover elementos como el As (Schiewer y Volesky, 1995).

Por otro lado, en cuanto a la interacción que pueda existir entre los elementos presentes, hay un antagonismo aparente entre los elementos traza, es decir, algunos disminuyen cuando otros se acumulan debido a la competencia por los mismos grupos funcionales (Davis *et al.*, 2003a). Por ejemplo, el Cu fue el elemento más relacionado con la acumulación de As, con una relación inversa entre sus concentraciones. Zhang *et al.* (2018) han reportado correlaciones entre metales medidos en agua de mar, donde los niveles de Cu están directamente relacionados con Cd y Zn. En macroalgas, Sulaymon *et al.* (2013) analizaron la biosorción competitiva entre As, Cd, Cu y Pb a través de experimentos de biosorción en sistemas de binarios, ternarios y cuaternarios. En el caso de la biosorción del As^{3+} , el sistema binario con Cu^{2+} mostró la capacidad de biosorción más baja. En el sistema terciario, este metaloide mostró baja biosorción cuando se combinó con Cu^{2+} y Cd^{2+} . La capacidad de biosorción más baja se observó en el sistema de cuaternario ya que la capacidad de cada metal disminuye a medida que aumenta el número de metales (Sulaymon *et al.*, 2013). Además, el modelo también identificó una relación inversa entre las concentraciones de As y Fe. En este sentido, es bien sabido que el Fe aumenta la oxidación del As, y hay informes de adsorbentes a base de Fe utilizados en la eliminación de As en el agua potable (Giles *et al.*, 2011). También, Gobert *et al.*, (2022) analizó la correlación existente entre ciertos elementos presentes en *Sargassum* pelágico; en su estudio identificó que los elementos P, Cd, y Zn se encuentran correlacionados, así como que los elementos As, Pb, y Cu presentaron ninguna correlación; por otro lado, en su análisis de componentes principales (PCA) identificó un comportamiento inverso entre el As y el Fe. El análisis de GLM también muestra que la acumulación de As varía temporalmente (Tabla 7). Se identificó a la temporada seca (marzo a mayo) como la temporada en la que el contenido de As tiende a disminuir siendo también en esta temporada en la que se presenta el menor contenido de fucoidano.

El GLM se ha utilizado como una herramienta en varios estudios que abordan la acumulación de metales en algas y otros estudios toxicológicos (Brown *et al.*, 2011; Rahbar *et al.*, 2012; Ziarati *et al.*, 2019), así como múltiples factores que han sido reconocidos como impulsores de la acumulación y transformación de As en algas marinas. Estas incluyen características únicas de las especies de algas (taxonomía), aspectos relacionados con el propio elemento –As– (niveles ambientales de As, formas químicas o especiación), tiempo de cosecha óptimo y características ambientales (estación de recolección de muestras, disponibilidad de nutrientes, temperatura, pH) (Almela *et al.*, 2002; Rose *et al.*, 2007; Duncan *et al.*, 2015; Ma *et al.*, 2018). El objetivo es integrar todos estos aspectos mediante análisis estadísticos y examinar sus posibles efectos. El GLM permite observar el efecto combinado de múltiples variables en la variable de respuesta, con el objetivo de ajustar las predicciones del modelo o inferencias al mundo real o hacerlo más flexible. Sin embargo, como cualquier análisis estadístico, los GLM se basan en suposiciones sobre el proceso de generación de datos. Si se violan, la interpretación de los resultados obtenidos no es válida. Por lo tanto, las características del análisis (funciones de enlace y distribución) deben seleccionarse cuidadosa y adecuadamente para la interpretación del modelo resultante sea biológicamente factible. El modelo HP, complementa el análisis del modelo GLM, identificando la contribución de cada variable; en éste el contenido de Cu fue la variable con mayor efecto sobre la variación del contenido de As en *S. fluitans*, seguido por el contenido de ácidos urónicos en el fucoídano. Sin embargo, el análisis de HP da un menor efecto (en %) al sulfato e identifica la temporada como la variable que ocupa el tercer lugar en importancia.

9. CONCLUSIONES

La presencia de los elementos se detectó para As en el 100% de las muestras; seguido de Fe 98%, Zn 90%, Cu 78%, Pb 71% y Cd 65%.

La concentración promedio Cu, Cd, Fe, Pb y Zn en las especies y morfotipos de *Sargassum* se encuentra dentro de intervalos previamente reportados para otras algas pardas y especies de *Sargassum*, presentando variaciones temporales diferentes entre los elementos analizados.

Se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre especies y morfotipos para los elementos: As, Cu, Fe y Pb; mientras que las concentraciones de los elementos Cd y Zn no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre especies.

La concentración promedio de As en las especies y morfotipos de *Sargassum* se encuentra dentro de rangos previamente reportados para otras algas pardas y especies de *Sargassum* (3 - 141mg k g⁻¹).

El morfotipo *S. natans* VIII presentó las concentraciones más elevadas de As respecto a las especies *S. fluitans* y *S. natans* I y siendo la temporada de lluvias (julio a octubre) cuando se presentaron las concentraciones más elevadas.

Las concentraciones del polisacárido fucoidano en *S. fluitans* no presentaron diferencias estadísticamente significativas durante el ciclo anual de muestreo.

El polisacárido alginato en *S. fluitans* presentó diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones durante el ciclo anual, siendo las temporadas de lluvias y nortes diferentes a la temporada seca.

Se determinó que las variables que influyen en la acumulación de As son: la concentración de Cu, y de los componentes del fucoidano: ácidos urónicos y sulfatos. El comportamiento en el GLM infiere que a mayor concentración de ácidos urónicos y sulfatos presentes en el polisacárido fucoidano, la concentración de As incrementa. Mientras que, a menor concentración de Cu, la concentración de As es mayor.

El contenido de iAs se determinó dentro del rango de las concentraciones previas de TotAs para las tres especies y morfotipos de *Sargassum* pelágico analizadas.

El porcentaje de iAs se encontró dentro del rango 14.15 % al 81.70 % del TotAs cuantificado.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas y entre especies y morfotipos en el contenido de iAs, siendo la temporada seca (marzo a mayo) y los morfotipos *S. fluitans* y *S. natans* VIII, los que presentan el mayor contenido de iAs.

Según nuestros resultados, la recolecta de biomasa algal arribada a la costa en los meses correspondientes a nortes, es la mejor opción en cuanto al contenido de As total y la especie química inorgánica del As, ya que es la temporada en la que estos dos valores se mantienen en la menor proporción (TotAs: iAs); aunque en cuanto a presencia y abundancia de la biomasa, es la temporada con menor cantidad y este es un aspecto fundamental a la hora de apostar por una alternativa para el aprovechamiento de un recurso. Otro aspecto además del contenido de As, es el contenido de Cd y Pb, ya que son elementos tóxicos importantes a evaluar y analizar cuando superan los valores máximos permitidos.

10. LITERATURA CITADA

- Adamse, P., Van der Fels-Klerx, H.J., y de Jong, J. (2017). Cadmium, lead, mercury and arsenic in animal feed and feed materials – trend analysis of monitoring results. *Food Additives & Contaminants: Part A: Chemistry, Analysis, Control, Exposure & Risk Assessment*, 34:1298–1311. doi:10.1080/19440049.2017.1300686.
- Addico, G.N.D., y deGraft-Johnson, K. (2016). Preliminary investigation into the chemical composition of the invasive brown seaweed *Sargassum* along the west coast of Ghana. *African Journal Biotechnology*, 15:2184–2191. doi:10.5897/AJB2015.15177.
- Ahmad, S., Kitchin, K.T., y Cullen, W.R. (2000). Arsenic species that cause release of iron from ferritin and generation of activated oxygen. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 382(2):195-202. doi:10.1006/abbi.2000.2023.
- Akaike, H. (1973). Information theory as an extension of the maximum likelihood principle, en: Petrov. B.N., Csaki, F. (Eds.), *Second International Symposium on Information Theory*, Akademiai Kiado, Budapest, pp. 267-281.
- Almela, C., Algora, S., Benito, V., Clemente, J., Devesa, V., Súnier, M.A., Vélez, D., y Montoro, R. (2002). Heavy metal, total arsenic, and inorganic arsenic contents of algae food products. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50:918-923. doi:10.1021/jf0110250.
- Almela, C., Clemente, M.J., Vélez, D., y Montoro, R. (2006). Total arsenic, inorganic arsenic, lead and cadmium contents in edible seaweed sold in Spain. *Food and chemical toxicology: an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*, 44(11): 1901–1908. doi: 10.1016/j.fct.2006.06.011.
- Amado-Filho, G.M., Salgado, L.T., Rebelo, M.F., Rezende, C.E., Karez, C.S., y Pfeiffer, W.C. (2008). Heavy metals in benthic organisms from Todos los Santos Bay, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68:95–100. doi:10.1590/S1519-69842008000100013.
- Andreae, M.O. (1978). Distribution and speciation of arsenic in natural waters and some marine algae. *Deep Sea Research*, 25(4):391-402. doi:10.1016/0146-6291(78)90565-9.
- Aparicio, E., Rodríguez-Jasso, R.M., Pinales-Márquez, C.D., Loredó-Treviño, A., Robledo-Olivo, A., Aguilar, C.N., Kostas, E.T., y Ruiz, H.A. (2021). High-pressure technology for *Sargassum* spp biomass pretreatment and fractionation in the third generation of bioethanol production. *Bioresource Technology*, 329, 124935. doi: 10.1016/j.biortech.2021.124935.
- Balboa, E.M., Rivas, S., Moure, A., Dominguez, H., y Parajo, J.C. (2013). Simultaneous extraction and depolymerization of fucoidan from *Sargassum muticum* in aqueous media. *Marine Drugs*, 11:4612–4627. doi:10.3390/md11114612.
- Barquilha, C.E.R., Cossich, E.S., Tavares, C.R.G., y Silva, E.A. (2019). Biosorption of nickel(II) and copper(II) ions by *Sargassum* sp. in nature and alginate extraction products. *Bioresource Technology Reports*, 5, 43–50. doi: 10.1016/j.biteb.2018.11.011.
- Bonanno, G., y Orlando-Bonaca, M. (2018). Chemical elements in Mediterranean macroalgae. A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.10.013.
- Bonfil, Y., Brand, M., y Kirowa-Eisner, E. (1999). Determination of sub- $\mu\text{g/l}$ concentrations of copper by anodic stripping voltammetry at the gold electrode. *Analytica Chimica Acta*, 387(1):85-95. doi:10.1016/S0003-2670(99)00066-5.
- Borak, J., y Hosgood, H.D. (2007). Seafood arsenic: implications for human risk assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 47:204-212. doi: 10.1016/j.yrtph.2006.09.005.
- Boyle, E.A., Sclater, F.R., y Edmond, J.M. (1976). On the marine geochemistry of cadmium. *Nature*, 263:42-44. doi:10.1038/263042a0.

- Boyle, E.A., Sclater, F.R., y Edmond, J.M. (1977). The distribution of dissolved copper in the Pacific. *Earth and Planetary Science Letters*, 37(1):38-54. doi: 10.1016/0012-821X(77)90144-3.
- Brown, M.T., Newman, J.E., y Han, T. (2011). Inter-population comparisons of copper resistance and accumulation in the red seaweed, *Gracilariopsis longissimi*. *Ecotoxicology*, 21:591-600. doi:10.1007/s10646-011-0819-6.
- Bruland, K.W. (1980). Oceanographic distributions of cadmium, zinc, nickel, and copper in the North Pacific. *Earth and Planetary Science Letters*, 47(2):176-198. doi:10.1016/0012-821X(80)90035-7.
- Bruland, K.W., y Franks, R.P. (1983). Mn, Ni, Cu, Zn and Cd in the Western North Atlantic. In: Wong, C.S., Boyle, E., Bruland, K.W., Burton, J.D., Goldberg, E.D. (eds) *Trace Metals in Sea Water*. NATO Conference Series, vol 9. Springer, Boston, MA. doi:10.1007/978-1-4757-6864-0_23.
- Bulgariu, L., Bulgariu, D., y Rusu, C. (2015). Marine algae biomass for removal of heavy metal ions. En: Kim, S.K. (eds) *Springer Handbook of Marine Biotechnology*. Springer Handbooks. Springer, Berlin, Heidelberg. pp 611–648. doi:10.1007/978-3-642-53971-8_25
- Camacho, O., y Hernández-Carmona, G. (2012). Phenology and alginates of two *Sargassum* species from the Caribbean coast of Colombia. *Ciencias Marinas*, 38:381–393. doi:10.7773/cm.v38i2.1963.
- Chale-Dzul, J., Moo-Puc, R., Robledo, D., y Freile-Peigrín, Y. (2015). Hepatoprotective effect of the fucoidan from the brown seaweed *Turbinaria tricostata*. *Journal of Applied Phycology*, 27:2123–2135. doi:10.1007/s10811-014-0429-9.
- Chale-Dzul, J., Freile-Peigrín, Y., Robledo, D., y Moo-Puc, R. (2017). Protective effect of fucoidans from tropical seaweeds against oxidative stress in HepG2 cells. *Journal of Applied Phycology*, 29:2229–2238. doi:10.1007/s10811-017-1194-3.
- Chen, J.P., Hong, L., Wu, S., y Wang, L. (2002). Elucidation of interactions between metal ions and Ca alginate-based ion-exchange resin by spectroscopic analysis and modeling simulation. *Langmuir*, 18(24):9413–9421. doi:10.1021/la026060v.
- Cheng, S.Y., Show, P.L., Lau, B.F., Chang, J.S., y Ling, T.C. (2019). New Prospects for Modified Algae in Heavy Metal Adsorption. *Trends in Biotechnology*, 37 (11): 1255–1268. doi: 10.1016/j.tibtech.2019.04.007.
- Chevan, A., y Sutherland, M. (1991). Hierarchical Partitioning. *The American Statistician*, 45(2):90–96. doi:10.2307/2684366.
- Chever, F., Rouxel, O.J., Croot, P.L., Ponzevera, E., Wuttig, K., y Auro, M. (2015). Total dissolvable and dissolved iron isotopes in the water column of the Peru upwelling regime. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 162:66-82. doi: 10.1016/j.gca.2015.04.031.
- Chojnacka, K. (2010). Biosorption and bioaccumulation--the prospects for practical applications. *Environment international*, 36(3):299–307. doi: 10.1016/j.envint.2009.12.001
- Cipollini, O.A., Gigault, J., Dassie, E.P., Baudrimont, M., Gourves, P.Y., Amaral-Zettler, L., y Pascal, P.Y. (2022). Metals and metalloids concentrations in three genotypes of pelagic *Sargassum* from the Atlantic Ocean Basin-scale. *Marine Pollution Bulletin*, 178: 113564. doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.113564
- Collado-Vides, L., Cifuentes, P., Bally, N., Robles-Iporac, L.A., y Olszak, S. (2020). Variability of nutrients and trace metals tissue content in two pelagic *Sargassum* (Ochrophyta, Phaeophyceae) species from South Florida compared with global data. *72nd Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 72:263–267.

- Coração, A.C.D.S., Santos, F.S.D., Duarte, J.A.D., Lopes-Filho, E.A.P., De-Paula, J.C., Rocha, L.M., Krepsky, N., Fiaux, S.B.; y Teixeira, V.L. (2020). What do we know about the utilization of the *Sargassum* species as biosorbents of trace metals in Brazil? *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8: 103941. doi: 10.1016/j.jece.2020.103941.
- Crist R.H., Martin J.R., Guptill P.W., Eslinger J.M., y Crist D.R. (1990). Interactions of metals and protons with algae 2. Ion exchange in adsorption and metal displacement by protons. *Environmental Science & Technology*, 24:337-342. doi:10.1021/ES00073A008.
- Cullen, J.T., y Sherrell, R.M. (2005). Effects of dissolved carbon dioxide, zinc and manganese on the cadmium to phosphorus ratio in natural phytoplankton assemblages. *Limnology and Oceanography*, 50(4):1193-1204. doi: 10.4319/lo.2005.50.4.1193.
- Davis, D., Simister, R., Campbell, S., Marston, M., Bose, S., McQueen-Mason, S.J., Gomez, L.D., Gallimore, W.A., y Tonon, T. (2021). Biomass composition of the golden tide pelagic seaweeds *Sargassum fluitans* and *S. natans* (morphotypes I and VIII) to inform valorisation pathways. *Science and Total Environment*, 762:143134. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143134.
- Davis, T.A., Volesky, B., y Vieira, R.H.S.F. (2000). *Sargassum* seaweed as biosorbent for heavy metals. *Water Research*, 34:4270–7278. doi:10.1016/S0043-1354(00)00177-9.
- Davis, T.A., Volesky, B., y Mucci, A. (2003a). A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Research*, 37:4311–4330. doi:10.1016/S0043-1354(03)00293-8.
- Davis, T.A., Llanes, F., Volesky, B., y Mucci, A. (2003b). Metal selectivity of *Sargassum* spp. and their alginates in relation to their a-l-guluronic acid content and conformation. *Environmental Science & Technology*. 37:261–267. doi:10.1021/es025781d.
- Davis, T.A., Ramírez, M., Mucci, A., y Larsen, B. (2004). Extraction, isolation and cadmium binding of alginate from *Sargassum* spp. *Journal of Applied Phycology*, 16:275-284. doi:10.1023/B:JAPH.0000047779.31105.ec.
- Delshab, S., Kouhgard, E., y Ramavandi, B. (2016). Data of heavy metals biosorption onto *Sargassum oligocystum* collected from the northern coast of Persian Gulf. *Data in Brief*, 8:235-241. doi: 10.1016/j.dib.2016.05.035.
- Deniaud-Bouët, E., Kervarec, N., Michel, G., Tonon, T., Kloareg, B., y Hervé, C. (2014). Chemical and enzymatic fractionation of cell walls from Fucales: insights into the structure of the extracellular matrix of brown algae. *Annals of Botany*, 114:1203–1216. doi:10.1093/aob/mcu096.
- Desrochers, A., Cox, S.A., Oxenford, H.A., y van Tussenbroek, B. (2020). *Sargassum* uses guide: a resource for Caribbean researchers, entrepreneurs and policy makers. Report prepared for the Climate Change Adaptation in the Eastern Caribbean Fisheries Sector (CC4FISH) Project of the Food and Agriculture Organization (FAO) and the Global Environment Facility (GEF). *Centre for Resource Management and Environmental Studies (CERMES)*, University of the West Indies, Cave Hill Campus. Bridgetown: Barbados. 159 pp.
- Di Filippo-Herrera, D.A., Hernández-Carmona, G., Muñoz-Ochoa, M., Arvizu-Higuera, D.L., y Rodríguez-Montesinos, Y.E. (2018). Monthly variation in the chemical composition and biological activity of *Sargassum horridum*. *Botánica Marina*, 61:91–102. doi:10.1515/bot-2017-0031.
- Dibner, S., Martin, L., Thibaut, T., Aurelle, D., Blanfuné, A., Whittaker, K., Cooney, L., Schell, J.M., Goodwin, D.S., y Siuda, A.N. (2021). Consistent Genetic Divergence Observed among Pelagic

- Sargassum* Morphotypes in the Western North Atlantic. *Marine Ecology*, 43: e12691. doi:10.1111/maec.12691.
- Dietz, M.E. (2007). Low Impact Development Practices: A Review of Current Research and Recommendations for Future Directions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 186:351–363. doi:10.1007/s11270-007-9484-z.
- Dreckmann, K.M., y Sentías, A. (2013). Las arribazones de algas marinas en el Caribe mexicano: evento biológico natural o basura en las playas. *Biodiversitas*, 107:7–11. doi:10.7550/rmb.40713.
- Duncan, E.G., Maher, W.A., y Foster, S.D. (2015). Contribution of arsenic species in unicellular algae to the cycling of arsenic in marine ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 49:33–50. doi:10.1021/es504074z.
- Ender, E., Subirana, M.A., Raab, A., Krupp, E.M., Schaumlöffel, D., y Feldmann, J. (2019). Why is NanoSIMS elemental imaging of arsenic in seaweed (*Laminaria digitata*) important for understanding of arsenic biochemistry in addition of speciation information? *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 34(11):2295-2302. doi:10.1039/C9JA00187E.
- Esmaeili, A., Saremnia, B., y Kalantari, M. (2015). Removal of mercury (II) from aqueous solutions by biosorption on the biomass of *Sargassum glaucescens* and *Gracilaria corticata*. *Arabian Journal of Chemistry*, 8, 506–511. doi: 10.1016/j.arabjc.2012.01.008
- Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. (2011). Compendium of Food Additive Specifications. *FAO JECFA Monographs*, 11.
- Farnham, I.E., Singh, A.K., Stetzenbach, K.J., y Johannesson, K.H. (2002). Treatment of non detects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 60:265–281. doi: 10.1016/S0169-7439(01)00201-5.
- Farré Rovira, R., Cacho Palomar, J., Cameán Fernández, A.M., Mas Barón, A. y Delgado Cobos, P. (2009). Informe del Comité Científico de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) relativo a la evaluación del riesgo asociado a la posible presencia de arsénico en algas destinadas al consumo humano. *Revista del Comité Científico de la AESAN*, 10:53-72.
- Febrianto, J., Kosasih, A.N., Sunarso, J., Ju Y., Indraswati, N., y Ismadji, S. (2009). Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: A summary of recent studies, *Journal of Hazardous Materials*, 162, (2–3): 616-645. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.042.
- Fernández, F., Boluda, C.J., Olivera, J., Guillermo, L.A., Gómez, B., Ecgavarría, E., y Medis Gómez, A. (2017). Análisis elemental prospectivo de la biomasa algal acumulada en las costas de la República Dominicana. *Revista Centro Azúcar*, 44:11–22.
- Figueira, M.M., Volesky, B., y Mathieu H.J. (1999). Instrumental Analysis Study of Iron Species Biosorption by *Sargassum* Biomass. *Environmental Science & Technology*, 33(11):1840–1846. doi:10.1021/es981111p.
- Flórez-Fernández, N., Balboa, E.M., y Dominguez, H. (2020). Extraction and purification of fucoidan from marine sources, en: Kim, S.K. (Ed.), *Encyclopedia of Marine Biotechnology*, John Wiley & Sons Ltd.: Hoboken, NJ, USA, pp.1093–1125. doi:10.1002/9781119143802.ch44.
- Foley, S.A., Szegezdi, E., Mulloy, B., Samali, A., y Tuohy, M.G. (2011). An unfractionated fucoidan from *Ascophyllum nodosum*: extraction characterization, and apoptotic effects in vitro. *Journal of Natural Products*, 74:1851–1861. doi:10.1021/np200124m.

- Fourest, E., Canal, C., y Roux, J. (1994). Improvement of heavy metal biosorption by mycelial dead biomasses (*Rhizopus arrhizus*, *Mucor miehei* and *Penicillium chrysogenum*): pH control and cationic activation. *FEMS Microbiology Reviews*, 14(4):325-332.
- Fourest, E., y Volesky, B. (1996). Contribution of sulfonate groups and alginate to heavy metal biosorption by the dry biomass of *Sargassum fluitans*. *Environmental Science & Technology*, 30: 277–282. doi:10.1021/es950315s.
- Francoeur M., Ferino-Pérez A., Yacou C., Jean-Marius C., Emmanuel E., Chérémond Y., Jauregui-Haza U.J., y Gaspard S. (2021). Activated carbon synthesized from *Sargassum* (sp.) for adsorption of caffeine: understanding the adsorption mechanism using molecular modeling. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, doi: 10.1016/j.jece.2020.104795.
- Franks, J.S., Johnson, D.R., Ko, D.S., Sanchez-Rubio, G.U.I., Hendon, J.R., y Lay, M. (2012). Unprecedented influx of pelagic *Sargassum* along Caribbean Island coastlines during 2011. *Proceedings of the 64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, pp. 6-8.
- Franks, J.S., Johnson D.R., y Ko, D.S. (2016). Pelagic *sargassum* in the tropical North Atlantic. *Gulf and Caribbean Research*, 27:SC6–SC11. doi:10.18785/gcr.2701.08.
- Freile-Pelegrín, Y., y Robledo, D. (1997). Effects of season on the agar content and chemical characteristics of *Gracilaria cornea* from Yucatan, Mexico. *Botánica Marina*, 40:285–290. doi:10.1515/botm.1997.40.1-6.285.
- Freile-Pelegrín, Y., y Robledo, D. (2006). Carrageenan of *Eucheuma isiforme* (Solieriaceae, Rhodophyta) from Yucatan, Mexico. II. Seasonal variations in carrageenan and biochemical characteristics. *Botánica Marina*, 49:72–78. doi:10.1515/BOT.2006.009.
- Gallagher, P.A., Shoemaker, J.A., Wei, X., Brockhoff-Schwegel, C.A., y Creed, J.T. (2001). Extraction and detection of arsenicals in seaweed via accelerated solvent extraction with ion chromatographic separation and ICP-MS detection. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 369:71–80. doi:10.1007/s002160000585.
- García-Ríos, V., Ríos-Leal, E., Robledo, D., y Freile-Pelegrín Y. (2012). Polysaccharides composition from tropical brown seaweeds. *Phycological Research*, 60:305–315. doi:10.1111/j.1440-1835.2012.00661.x.
- García-Sartal, C., Barciela-Alonso, M.C., Moreda-Piñeiro, A., y Bermejo-Barrera, P. (2013). Study of cooking on the bioavailability of As, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Se and Zn from edible seaweed. *Microchemical Journal*, 108:92-99. doi: 10.1016/j.microc.2012.10.003.
- García-Sánchez, M., Graham, C., Vera, E., Escalante-Mancera, E., Álvarez-Filip, L., y van Tussenbroek, B. (2020). Temporal changes in the composition and biomass of beached pelagic *Sargassum* species in the Mexican Caribbean. *Aquatic Botany*, 167: 103275. doi: 10.1016/j.aquabot.2020.103275.
- Gebel T. (2000). Confounding variables in the environmental toxicology of arsenic. *Toxicology*, 144(1-3):155–162. doi:10.1016/s0300-483x(99)00202-4.
- Giles, D.E., Mohapatra, M., Issa, TB., Anand, S., y Singh, P. (2011). Iron and aluminium based adsorption strategies for removing arsenic from water. *Journal of Environmental Management*, 92:3011–3022. doi:10.1016/j.jenvman.2011.07.018.
- Gobert, T., Gautier, A., Connan, S., Rouget, ML., Thibaut, T., Stiger-Pouvreau, V., y Waeles, M. (2022). Trace metal content from holopelagic *Sargassum* spp. sampled in the tropical North Atlantic Ocean: Emphasis on spatial variation of arsenic and phosphorus. *Chemosphere*, 308(Pt 1):136186. doi:10.1016/j.chemosphere.2022.136186.
- Goodner, B., y Quatrano, R.S. (1993). *Fucus* embryogenesis: a model to study the establishment of polarity. *The Plant Cell*, 5:1471–1481. doi:10.1105/tpc.5.10.1471.

- Goodwin, D.S., Siuda, A.N.S., y Schell, J.M. (2022). In situ observation of holopelagic *Sargassum* distribution and aggregation state across the entire North Atlantic from 2011 to 2020. *PeerJ*, 10:e14079. doi:10.7717/peerj.14079.
- Gower, J., Young, E., y King, S. (2013). Satellite images suggest a new *Sargassum* source region in 2011. *Remote Sensing Letters*, 4:764–773. doi:10.1080/2150704X.2013.796433.
- Graham, L.E., et al. (2016). Introduction to the Algae. En: *Algae*. LJM Press, pp. 1-16.
- Guiry, M.D., y Guiry, G.M. (2022). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>; searched on 19 de septiembre de 2022.
- Haug, A., Larsen, B., y Smidsrød, O. (1974). Uronic acid sequence in alginate from different sources. *Carbohydrate Research*, 32(29):217-225. doi:10.1016/S0008-6215(00)82100-X.
- He, J., y Paul Chen, J., (2014). A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: materials, performances, chemistry, and modelling simulation tools. *Bioresource Technology Reports*, 160, 67–78. doi: 10.1016/j.biortech.2014.01.068.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México). (2017). México: INEGI, c2017. 405 p.
- Johnson, D.L., y Braman, R.S. (1975). The speciation of arsenic and the content of germanium and mercury in members of the pelagic *Sargassum* community. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 22 (7):503–507. doi: 10.1016/0011-7471(75)90023-6.
- Jomova, K., Jenisova, Z., Feszterova, M., Baros, S., Liska, J., Hudecova, D., Rhodes, C.J., y Valko, M. (2011). Arsenic: toxicity, oxidative stress and human disease. *Journal of applied toxicology JAT*, 31(2):95–107. doi:10.1002/jat.1649.
- Kamala, C.T., Chu, K.H., Chary, N.S., Pandey, P.K., Ramesh, S.L., Sastry, A.R., y Sekhar, K.C. (2005). Removal of arsenic(III) from aqueous solutions using fresh and immobilized plant biomass. *Water research*, 39(13):2815-2826. doi: 10.1016/j.watres.2005.04.059
- Khoo, K., y Ting, Y. (2001). Biosorption of gold by immobilized fungal biomass. *Biochemical engineering journal*, 8(1):51–59. doi:10.1016/s1369-703x(00)00134-0.
- Kropf, D.L., Kloareg, B., y Quatrano, R.S. (1988). Cell wall is required for fixation of the embryonic axis in *Fucus* zygotes. *Science*, 239:187–190. doi:10.1126/science.3336780.
- Landing, W.M., y Bruland, K.W. (1987). The contrasting biogeochemistry of iron and manganese in the Pacific Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 51:29-43. doi:10.1016/0016-7037(87)90004-4.
- Lapointe, B.E. (1995). A comparison of nutrient—limited productivity in *Sargassum natans* from neritic vs. oceanic waters of the western North Atlantic Ocean. *Limnology and Oceanography* 40:625-633. doi:10.4319/lo.1995.40.3.0625.
- Leal-Acosta, M.L., Shumilin, E., Mirlean, N., Delgadillo-Hinojosa, F., y Sánchez-Rodríguez, I. (2013). The impact of marine shallow-water hydrothermal venting on arsenic and mercury accumulation by seaweed *Sargassum sinicola* in Concepcion Bay, Gulf of California. *Environmental Science: Processes & Impacts journal*, 15:470–477. doi:10.1039/C2EM30866E.
- Lee, H.S., y Volesky, B. (1999). Characteristics of aluminum biosorption by *Sargassum fluitans* biomass. *Marine Biotechnology*, 1:380–383. doi:10.1007/PL00011791.
- Leyte-Vidal, J.J.P., González-Fernández, L.A., Gutiérrez-Artiles, O., Márquez-Llauger, L., y Del Cristo, T.A. (2019). Caracterización de tres bioindicadores de contaminación por metales pesados. *Revista Cubana de Química*, 31:293–308.
- Littler, D., y Littler, M., (2000). Caribbean Reef Plants: An Identification Guide to the Reef Plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and the Gulf of Mexico. *OffShore Graphics, Inc.*, Washington, D.C. 542 p.

- Liu, D., Keesing, J.K., He, P., Wang, Z., Shi, Y., y Wang, Y. (2013). The world's largest macroalgal bloom in the Yellow Sea, China: Formation and implications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 129:2–10. doi:10.1016/j.ecss.2013.05.021.
- López-Aguilar, H.A., Kennedy-Puentes, G., Gómez, J.A., Huerta-Reynoso, E.A., Peralta-Pérez, M.D. R., Zavala-Díaz de la Serna, F.J., y Pérez-Hernández, A. (2021). Practical and Theoretical Modeling of Anaerobic Digestion of *Sargassum* spp. in the Mexican Caribbean. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30,4, 3151–3161. doi:10.15244/pjoes/128735.
- López-García, M., Martínez-Cabanás, M., Vilariño, T., Lodeiro, P., Rodríguez-Barro, P., Herrero, R., y Barriada, J.L. (2017). New polymeric/inorganic hybrid sorbents based on red mud and nanosized magnetite for large scale applications in As(V) removal. *Chemical Engineering Journal*, 311:117-125. doi: 10.1016/j.cej.2016.11.081.
- López Miranda, J.L., Celis, L.B., Estévez, M., Chávez, V., van Tussenbroek, B.I., Uribe-Martínez, A., Cuevas, E., Rosillo Pantoja, I., Masia, L., Cauich-Kantun, y C. Silva, R. (2021) Commercial Potential of Pelagic *Sargassum* spp. in Mexico. *Frontiers in Marine Science*, 8:768470. doi: 10.3389/fmars.2021.768470.
- Ma, Z., Lin, L., Wu, M., Yu, H., Shang, T., Zhang, T., y Zhao, M. (2018). Total and inorganic arsenic contents in seaweeds: Absorption, accumulation, transformation and toxicity. *Aquaculture*, 497:49–55. doi: 10.1016/j.aquaculture.2018.07.040.
- Mac Nally, R. (2001). Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*, 11:1397–1401. doi:10.1023/A:1016250716679.
- Machado, C.B., Maddix, G.N., Francis, P., Thomas, S.L., Burton, J.A., Langer, S., Larson, T.R., Marsh, R., Webber, M., y Tonon, T. (2022). Pelagic *Sargassum* events in Jamaica: Provenance, morphotype abundance, and influence of sample processing on biochemical composition of the biomass. *Science of The Total Environment*, 817: 152761. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152761.
- Martin, J.H. y Fitzwater, S.E. (1988). Iron Deficiency Limits Phytoplankton Growth in the North-East Pacific Subarctic. *Nature*, 331:341-343. doi:10.1038/331341a0.
- Marx, U.C., Roles, J., y Hankamer, B. (2021). *Sargassum* blooms in the Atlantic Ocean – From a burden to an asset. *Algal Research*, 54, 102188. doi: 10.1016/j.algal.2021.102188.
- McCandless, E.L. (1981). Polysaccharides of the seaweeds, en: Lobban, C.S., Wynne, M.J. (Eds.), *The biology of seaweeds*, University of California Press, Berkeley, California, USA, pp. 559–588.
- McSheehy, S., Szpunar, J., Morabito, R., y Quevauviller, P. (2003). The speciation of arsenic in biological tissues and the certification of reference materials for quality control. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 22(4)191-209. doi:10.1016/S0165-9936(03)00404-7.
- Middelburg, J.J., van der Weijden, C.H., y Woittiez, J.R.W. (1988). Chemical processes affecting the mobility of major, minor and trace elements during weathering of granitic rocks. *Chemical Geology*, 68(3–4):253-273. doi:10.1016/0009-2541(88)90025-3.
- Milledge, J.J., Maneein, S., Arribas López, E., y Bartlett, D. (2020). *Sargassum* inundations in Turks and Caicos: Methane potential and proximate, ultimate, lipid, amino acid, metal and metalloid analyses. *Energies*, 13:1523. doi:10.3390/en13061523.
- Mingu, N., Aziz, S.A., Stidi, E.Y., Majid, M.H.A., Idris, J., Sarjadi, M.S. (2021). Study of Composition and Surface Morphology of Seaweed as Biosorbent: A Review. *Journal of Physics: Conference Series*, 2314 012029. doi:10.1088/1742-6596/2314/1/012029.

- Mohammed, A., Bissoon, R., Bajnath, E., Mohammed, K., Lee, T., Bissram, M., John, N., Jalsa, N.K., Lee, K.Y., y Ward, K. (2018). Multistage extraction and purification of waste *Sargassum natans* to produce sodium alginate: An optimization approach. *Carbohydrate Polymers*, 198:109–118. doi: 10.1016/j.carbpol.2018.06.067.
- Morita, M., y Shibata, Y. (1990). Chemical form of arsenic in marine macroalgae. *Applied Organometallic Chemistry*, 4:181–190. doi:10.1002/aoc.590040303.
- Narukawa, T., Hioki, A., y Chiba, K. (2012). Aqueous Extraction of Water-soluble Inorganic Arsenic in Marine Algae for Speciation Analysis. *Analytical Sciences*, 28(8):773-779. doi:10.2116/analsci.28.773.
- Ocean Harvest Technology. (2016). Preliminary results of biochemical composition of *Sargassum* collected from beach in BVI in March 2016.
- Oliveira, R.C., Hammer, P., Guibal, E., Taulemesse, J.M., y Garcia, O. (2014). Characterization of metal–biomass interactions in the lanthanum(III) biosorption on *Sargassum* sp. using SEM/EDX, FTIR, and XPS: Preliminary studies. *Chemical Engineering Journal*, 239, 381–391. doi: 10.1016/j.cej.2013.11.042.
- Ortega-Flores, P.A., Serviere-Zaragoza E., De Anda-Montañez, J.A., Robledo, D., Freile-Pelegrín, Y., y Méndez- Rodríguez, L.C. (2022). Trace elements in pelagic *Sargassum* species in the Mexican Caribbean: identification of key variables affecting arsenic accumulation in *S. fluitans*. *Science of Total Environmental*, 806:150657. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.150657.
- Oyesiku, O.O., y Egunyomi, A. (2014). Identification and chemical studies of pelagic masses of *Sargassum natans* (Linnaeus) Gaillon and *S. fluitans* (Borgessen) Borgesen (brown algae), found offshore in Ondo state, Nigeria. *African Journal of Biotechnology*, 13:1188–1193. doi:10.5897/AJB2013.12335.
- Parr, A.E. (1939). Quantitative observations on the pelagic *Sargassum* vegetation of the western North Atlantic: with preliminary discussion of morphology and relationships. *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection*, 6:1-94.
- Patrón-Prado, M., Casas-Valdez, M., Serviere-Zaragoza, E., Zenteno-Savin, T., Lluch-Cota, D.B., y Méndez-Rodríguez, L. (2011). Biosorption Capacity for Cadmium of Brown Seaweed *Sargassum sinicola* and *Sargassum lapazeanum* in the Gulf of California. *Water Air & Soil Pollution*, 221:137-144. doi:10.1007/s11270-011-0776-y.
- Percival, E., y McDowell, R.H. (1967). Chemistry and enzymology of marine algal polysaccharides. *London: Academic Press*. doi:10.1002/ange.19680802022.
- Percival, E., (1979). The polysaccharides of green, red and brown seaweeds: their basic structure, biosynthesis and function. *British Phycological Journal*, 14:103–117. doi:10.1080/00071617900650121.
- Puranik, P.R., y Paknikar, K.M. (1999). Biosorption of Lead, Cadmium, and Zinc by Citrobacter Strain MCM B-181: Characterization Studies. *Biotechnology Progress*, 15(2):228-237. Doi:10.1021/bp990002r.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria.
- Ragaza, A.R., y Hurtado, A.Q. (1999). *Sargassum* studies in Currimao, Ilocos Norte, Northern Philippines II. Seasonal variations in alginate yield and viscosity of *Sargassum carpophyllum* J. Agardh, *Sargassum ilicifolium* (Turner) C. Agardh and *Sargassum siliquosum* J. Agardh (Phaeophyta, Sargassaceae). *Botanica Marina*, 42:327–331. doi:10.1515/BOT.1999.037.
- Rahbar, M.H., Samms-Vaughan, M., Ardjomand-Hessabi, M., Loveland, K.A., Dickerson, A.S., Chen, Z., Bressler, J., Shakespeare-Pellington, S., Grove, M.L., Bloom, K., Wirth, J., Pearson,

- D.A., y Boerwinkle, E. (2012). The role of drinking water sources, consumption of vegetables and seafood in relation to blood arsenic concentrations of Jamaican children with and without Autism Spectrum Disorders. *Science of the Total Environment*, 433:362-370. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.06.085.
- Raize, O., Argaman, Y., y Yannai, S. (2004). Mechanisms of biosorption of different heavy metals by brown marine macroalgae. *Biotechnology and Bioengineering*, 87:451–458. doi:10.1002/bit.20136.
- Raiswell, R., y Canfield, D.E. (2012). The iron biogeochemical cycle past and present. *Geochemical Perspectives*, 1:1-2. doi:10.7185/GEOCHEMPERSP.1.1.
- Reimann, C., Matschullat, J., Birke, M., y Salminen, R. (2009). Arsenic distribution in the environment: The effects of scale. *Applied Geochemistry*, 24(7):1147-1167. doi: 10.1016/j.apgeochem.2009.03.013.
- Rhein-Knudsen, N., Ale, M.T., Ajallouei, F., y Meyer, A.S. (2017). Characterization of alginates from Ghanaian brown seaweeds: *Sargassum* spp. and *Padina* spp. *Food Hydrocolloids*, 71:236-244. doi:10.1016/j.foodhyd.2017.05.016.
- Rhim, J.H. (2004). Physical and mechanical properties of water resistant sodium alginate films, *LWT - Food Science and Technology*, 37(3):323-330. doi: 10.1016/j.lwt.2003.09.008.
- Roberts, D.A., Paul N.A., Dworjanyn, S.A., Bird M.I., y de Nys, R. (2015). Biochar from commercially cultivated seaweed for soil amelioration. *Scientific Reports*, 5: 9665–9665. doi: 10.1038/srep09665.
- Robledo, D., Vázquez-Delfín, E., Freile-Pelegrín, Y., Vázquez-Elizondo, R.M., Qui-Minet, Z.N., y Salazar-Garibay, A. (2021). Challenges and Opportunities in Relation to *Sargassum* Events Along the Caribbean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 8:699664. doi: 10.3389/fmars.2021.699664.
- Rodríguez-Jasso, R.M., Mussatto, S.I, Pastrana, L., Aguilar, C.N., y Teixeira, J.A. (2011). Microwave-assisted extraction of sulfated polysaccharides (fucoidan) from brown seaweed. *Carbohydrate Polymers*, 86:1137–1144. doi: 10.1016/j.carbpol.2011.06.006.
- Rodríguez-Martínez, R.E., van Tussenbroek, B., y Jordán-Dahlgren, E. (2016). Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe mexicano (2014–2015). En *Florecimientos Algales Nocivos en México*; García-Mendoza, E., Quijano-Scheggia, S.I., Olivos-Ortiz, A., Núñez-Vázquez, E.J., Eds, CICESE: Ensenada, BC, México, pp. 352–365.
- Rodríguez-Martínez, R.E., Roy, D., Torrescano-Valle, N., Cabanillas-Terán, N., Carrillo-Domínguez, S., Collado-Vides, L., García-Sánchez, M., y van Tussenbroek, B.I. (2020). Element concentrations in pelagic *Sargassum* along the Mexican Caribbean coast in 2018-2019. *PeerJ* 8, e8667. doi:10.7717/peerj.8667.
- Romera E., González, F., Ballester A., Blázquez, M.L., y Muñoz, J.A. (2007). Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae. *Bioresource Technology*, 98(17): 3344-3353. doi: 10.1016/j.biortech.2006.09.026.
- Rose, M., Lewis, J., Langford, N., Baxter, M., Origgi, S., Barber, M., MacBain, H., y Thomas, K. (2007). Arsenic in seaweed- forms, concentration and dietary exposure. *Food and Chemical Toxicology*, 45:1263–1267. doi: 10.1016/j.fct.2007.01.007.
- Rosado-Espinosa, L.A., Freile-Pelegrín, Y., Hernández-Núñez, E., y Robledo, D. (2020). A comparative study of *Sargassum* species from the Yucatan peninsula coast: morphological and chemical characterization. *Phycologia*, 59:261–271. doi:10.1080/00318884.2020.1738194.

- Rubio, R., Ruiz-Chancho, M.J., López-Sánchez, J.F., Rubio, R., y López-Sánchez, J.F. (2010). Sample pre-treatment and extraction methods that are crucial to arsenic speciation in algae and aquatic plants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 29(1):53-69.
- Saldarriaga-Hernández, S., Hernández-Vargas, G., Iqbal, H.M.N., Barceló, D., y Parra-Saldívar, R. (2020). Bioremediation potential of *Sargassum* sp. biomass to tackle pollution in coastal ecosystems: Circular economy approach. *Science of Total Environmental*, 715, 136978. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.136978.
- Sargassum Watch System (2022). *University of South Florida Optical Oceanography Lab*. Disponible en: <https://optics.marine.usf.edu/projects/saws.html>
- Sartal, G., Alonso, M.C.B., y Barrera, P.B. (2014). Arsenic in seaweed: presence, bioavailability and speciation, en: Kim, S.-K. (Ed.), *Seafood Science: Advances in Chemistry Technology and Applications*, CRC Press, Taylor & Francis Group, pp. 276–351.
- Schaule, B.K., y Patterson, C.C. (1981). Lead Concentrations in the Northeast Pacific - Evidence for Global Anthropogenic Perturbations. *Earth and Planetary Science Letters*, 54(1): 97-116. doi:10.1016/0012-821X(81)90072-8.
- Schaule, B.K., y Patterson, C.C. (1983). Perturbations of the Natural Lead Depth Profile in the Sargasso Sea by Industrial Lead. En: Wong, CS., Boyle, E., Bruland, KW., Burton, JD., Goldberg, ED. (eds) *Trace Metals in Sea Water*, NATO Conference Series, vol 9. Springer, Boston, MA. doi:10.1007/978-1-4757-6864-0_29.
- Schell, J.M., Goodwin, D.S., y Siuda, A.N.S. (2015). Recent *Sargassum* inundation events in the Caribbean: Shipboard observations reveal dominance of a previously rare form. *Oceanography*, 28(3):8–10. doi: 10.5670/oceanog.2015.70.
- Schiewer, S., y Volesky, B. (1995). Modeling of the proton-metal ion exchange in biosorption. *Environmental Science & Technology*, 29:3049–3058. doi:10.1021/es00012a024.
- Schiewer, S., y Wong, M.H. (2000). Ionic strength effects in biosorption of metals by marine algae. *Chemosphere*, 41(1-2):271-82. doi:10.1016/S0045-6535(99)00421-X.
- Schmitter-Soto, J., Comín, F., Escobar-Briones, E., Herrera-Silveira, J., Alcocer, J., Suárez-Morales, E., Elías-Gutiérrez, M., Díaz-Arce, V., Marín, L.E., y Steinich, B. (2002). Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). *Hydrobiologia*, 467:215–228. doi:10.1023/A:1014923217206.
- Servicio Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico (2020). Sea temperature and solar radiation data for the period 2018 - 2019: *Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Servicio Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico*, Puerto Morelos Q. Roo México. Disponible en: <http://www.sammo.icmyl.unam.mx>.
- Sheng, P.X., Ting, Y.P., Chen, J.P., y Hong, L. (2004). Sorption of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel by marine algal biomass: characterization of biosorptive capacity and investigation of mechanisms. *Journal of Colloid and Interface Science*, 275:131–141. doi: 10.1016/j.jcis.2004.01.036.
- Sierra-Vélez, L., y Álvarez-León, R. (2009). Comparación bromatológica de las algas nativas (*Gracilariopsis tenuifrons*, *Sargassum filipendula*) y exóticas (*Kappaphycus alvarez* II) del Caribe Colombiano. *Boletín Científico del Centro de Museos Historia Natural*, 13:17-25.
- Smetacek, V., y Zingone, A. (2013). Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504(7478), 84–88. doi:10.1038/nature12860.
- Smidsrod, O.A., y Draget, K.L. (1996). Chemistry and physical properties of alginates.

- Spadari, C.C., Lopes, L.B., y Ishida, K. (2017). Potential use of alginate-based carriers as antifungal delivery system. *Frontiers in Microbiology*, 8:97. doi:10.3389/fmicb.2017.00097.
- Sulaymon, H., Mohammed, A.A., y Al-Musawi, T.J. (2013). Competitive biosorption of lead, cadmium, copper, and arsenic ions using algae. *Environmental Science and Pollution Research*, 20:3011–3023. doi:10.1007/s11356-012-1208-2.
- Taylor, W.R. (1935). Marine algae from the Yucatan Peninsula. *Publications of the Carnegie Institute Washington*, 461:115-124.
- Tirolien, J. (2019). Valorisation agronomique des algues sargasses. En *Proceedings of the International Conference on Sargassum*, 25 October 2019, Guadeloupe, France.
- Thompson, T.M., Young, B.R., y Baroutian, S. (2019). Advances in the pretreatment of brown macroalgae for biogas production. *Fuel Processing Technology*, 195, 106151. doi: 10.1016/j.fuproc.2019.106151.
- Thompson, T.M., Young, B.R., y Baroutian, S. (2020). Pelagic *Sargassum* for energy and fertiliser production in the Caribbean: A case study on Barbados. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 118, 109564. doi: 10.1016/j.rser.2019.109564.
- van Tussenbroek, B., Arana, H.A.H., Rodríguez-Martínez, R.E., Espinoza-Avalos, J., Canizales-Flores, H.M., González-Godoy, C.E., Barba-Santos, M.G., Vega-Zepeda, A., y Collado-Vides, L. (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin*, 122:272–281. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.057.
- Vázquez-Delfín, E., Freile-Pelegrián, Y., Salazar-Garibay, A., Serviere-Zaragoza, E., Méndez-Rodríguez, L.C., y Robledo, D. (2021). Species composition and chemical characterization of *Sargassum* influx at six different locations along the Mexican Caribbean coast. *Science of the Total Environment*, 795:148852. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148852.
- Veira, A.K., y López, F.B. (2016). Potential for use of *Sargassum* mulch in sweet potato production. *Caribbean Food Crops Society, 52nd Annual Meeting*, Le Gosier, Guadeloupe, July 10-16 2016.
- Wang, N., Li, Y., Deng, X., Miao, A., Ji, R., Yang, L. (2013). Toxicity and bioaccumulation kinetics of arsenate in two freshwater green algae under different phosphate regimes. *Water Research*, 47:2497–2506. doi: 10.1016/j.watres.2013.02.034.
- Wang, M., Hu, C., Barnes, B.B., Mitchum, G., Lapointe, B., y Montoya, J.P. (2019). The great Atlantic *Sargassum* belt. *Science*, 365(6448):83–87 doi:10.1126/science.aaw7912.
- Wang, H., Wang, G., y Gu, W. (2020). Macroalgal blooms caused by marine nutrient changes resulting from human activities. *Journal of Applied Ecology*, 57: 766– 776. doi:10.1111/1365-2664.13587.
- Williams, A., y Feagin, R. (2010). *Sargassum* as a natural solution to enhance dune plant growth. *Environmental Management*, 46(5):738–747. doi:10.1007/s00267-010-9558-3.
- Winship K.A. (1984). Toxicity of inorganic arsenic salts. *Adverse drug reactions and acute poisoning reviews*, 3(3):129–160.
- Zhang, Z., Khan, N.M., Nunez, K.M., Chess, E.K., y Szabo, C.M. (2012). Complete monosaccharide analysis by high-performance anion-exchange chromatography with pulsed amperometric detection. *Analytical Chemistry*, 84:4104–4110. doi:10.1021/ac300176z.
- Zhang, J., Zhou, F., Chen, C., Sun, X., Shi, Y., Zhao, H., y Chen, F. (2018). Spatial distribution and correlation characteristics of heavy metals in the seawater, suspended particulate matter and sediments in Zhanjiang Bay, China. *PLoS One*, 13: e0201414. doi: 10.1371/journal.pone.0201414.

- Zayed, A., El-Aasr, M., Ibrahim, A.R.S., y Ulber, R. (2020). Fucoidan characterization: Determination of purity and physicochemical and chemical properties. *Marine Drugs*, 18:571. doi:10.3390/md18110571.
- Ziarati, P., Far, B.F., Mashayekhi, E., y Sawicka, B. (2019). Removing arsenic by food-processing waste (*Zizyphus jujuba* seeds) and study on its adsorptive properties. *Technogenic and Ecological Safety*, 5(1):62-70. doi:10.5281/zenodo.2604648.

11. ANEXOS

ANEXO A. Concentración (mg kg^{-1}) de elementos en especies pelágicas de *Sargassum* spp. de la costa de Quintana Roo, México.

Valores representan el promedio \pm error standard. Letras subíndices diferentes en la misma columna denotan significancia estadística ($p < 0.05$) entre concentraciones.

<i>Sargassum fluitans</i>						
Mes	Arsénico	Cadmio	Plomo	Cobre	Hierro	Zinc
Jun	90.30 \pm 7.26ab	1.20 \pm 0.26ab	3.36 \pm 2.17ab	0.11 \pm 0.10abc	29.81 \pm 2.76a	2.83 \pm 1.35ab
Jul	67.51 \pm 12.31ab	0.57 \pm 0.22ab	9.11 \pm 2.58ab	1.27 \pm 0.45abc	3.16 \pm 1.43b	3.61 \pm 1.19ab
Ago	175.73 \pm 20.76a	<0.01a	1.36 \pm 1.35a	<0.01a	30.62 \pm 2.75a	10.41 \pm 1.30ab
Sept	119.66 \pm 11.45ab	<0.01a	1.59 \pm 1.01ab	2.85 \pm 0.34abc	40.88 \pm 9.29a	5.27 \pm 0.70ab
Oct	53.84 \pm 5.17b	<0.01a	2.41 \pm 1.35ab	2.30 \pm 0.46abc	59.81 \pm 6.51a	13.22 \pm 2.45a
Nov	42.03 \pm 9.43ab	2.67 \pm 0.29b	6.19 \pm 1.10ab	4.58 \pm 0.39b	46.71 \pm 2.75a	12.82 \pm 0.63ab
Dic	53.57 \pm 7.67ab	0.71 \pm 0.25ab	7.50 \pm 2.56ab	5.07 \pm 0.51b	23.66 \pm 2.18abc	6.36 \pm 0.89ab
Ene	70.55 \pm 3.39ab	0.46 \pm 0.18ab	0.65 \pm 0.64a	4.31 \pm 0.46b	20.02 \pm 1.46abc	6.84 \pm 1.64ab
Feb	63.93 \pm 6.32ab	1.10 \pm 0.12b	9.18 \pm 0.58ab	3.49 \pm 0.09b	23.78 \pm 2.83abc	0.25 \pm 0.15b
Mar	35.72 \pm 6.90b	0.53 \pm 0.25ab	17.39 \pm 0.69b	5.77 \pm 0.15b	24.01 \pm 0.59abc	0.38 \pm 0.37ab
Abr	54.09 \pm 4.82b	0.05 \pm 0.02ab	3.43 \pm 0.34ab	3.60 \pm 0.25b	16.46 \pm 1.18bc	0.06 \pm 0.04b
May	49.55 \pm 4.93b	0.47 \pm 0.05ab	0.56 \pm 0.30ab	3.41 \pm 0.13bc	12.49 \pm 1.61bc	1.04 \pm 1.01b
<i>Sargassum natans</i> I						

Mes	Arsénico	Cadmio	Plomo	Cobre	Hierro	Zinc
Jun	68.12±5.04	0.81±0.07ab	7.08±0.78	0.47±0.26a	27.62±3.18ab	0.74±0.73a
Jul	75.85±5.50	1.10±0.37ab	6.86±0.88	0.28±0.15a	6.54±2.25a	2.47±0.61abc
Ago	93.25±23.73	<0.01a	1.58±1.37	<0.01a	29.73±0.65b	8.60±0.69bc
Sept	70.73±5.32	0.09ab	0.96±0.53	2.66±0.37abc	18.85±3.46ab	8.08±0.57bc
Nov	41.15±6.19	0.39±0.38ab	8.31±0.47	2.37±0.16abc	35.34±2.71b	5.73±0.28abc
Dic	39.28±15.67	0.25±0.20ab	8.11±1.80	3.35±0.61abc	31.60±4.16b	6.36±2.05abc
Ene	75.51±2.58	0.95±0.36ab	6.31±2.21	3.33±0.50abc	22.66±1.85ab	9.86±0.93b
Feb	44.28± 3.92	0.82±0.11ab	5.12±0.93	3.19±0.13abc	23.74±4.15ab	5.79±1.58abc
Mar	46.71±6.77	0.02±0.00ab	16.02±0.47	3.80±0.60abc	37.35±9.56ab	0.47±0.45abc
Abr	43.69±1.28	1.30±0.10b	5.49±0.46	3.88±0.11b	23.41±2.06ab	0.46±0.29abc
May	44.35±3.67	0.35±0.04ab	8.99±0.65	3.42±0.13bc	17.06±1.19bc	0.05±0.03ac

***Sargassum natans* VIII**

Mes	Arsénico	Cadmio	Plomo	Cobre	Hierro	Zinc
Jun	84.05±2.27ab	1.80±0.13a	0.43±0.42a	<0.01a	15.83±3.61	<0.02a

Jul	148.12±13.96b	<0.01b	<0.02a	<0.01ac	26.88±1.01	5.62±0.57ab
Ago	210.49±11.61b	<0.01b	<0.02a	<0.01ac	11.41±2.21	11.27±0.74b
Sept	80.15±8.46ab	<0.01bc	<0.02a	1.38±0.83abc	29.49±6.28	6.31±1.77ab
Nov	54.63±8.02a	0.56±0.29abc	2.43±2.42ab	2.11±0.17b	27.58±2.67	14.63±9.31ab
Dic	52.17±6.01a	1.51±0.22abc	12.32±1.84ab	2.28±0.19b	28.80±2.26	8.33±2.05ab
Ene	89.85±6.39ab	0.60±0.15abc	<0.02a	1.55±0.31b	22.16±8.35	7.73±1.93b
Feb	70.24±4.04	1.44±0.09ac	13.81±0.82b	2.66±0.14bc	23.77±3.00	11.11±10.35ab
Mar	62.85±2.71	1.11±0.18abc	8.21±04.19ab	2.31±0.51b	21.27±5.49	1.45±1.09ab
Abr	70.70±2.66	0.23±0.05abc	5.46±0.80ab	2.26±0.14bc	11.15±0.79	1.88±1.20ab
May	62.93±2.36	0.67±0.07abc	2.85±0.57ab	2.33±0.05bc	8.64±1.83	4.45±1.11ab

ANEXO B. Ponderación de las variables predictoras para construir un modelo múltiple por enfoque de ponderación gradual para explicar la acumulación de As en *Sargassum fluitans* en Puerto Morelos, Quintana Roo, México. El modelo en negrita es el modelo seleccionado.

Nombre del modelo	AIC	Devianza residual	Devianza explicada (%)
Modelo simple			
Nulo	361.4	8.60	0
Mod.Cd	362.43	8.38	2.50
Mod.Cu	342.20	4.86	43.49
Mod.Fe	361.45	8.17	5.02
Mod.Pb	362.40	8.38	2.56
Mod.Zn	357.65	7.37	14.22
Mod.SA	363.31	8.58	0.001
Mod.SF	361.01	8.07	6.13
Mod.UA_A	360.32	7.92	7.85
Mod.UA_F	340.59	4.65	45.91
Mod.Temporada	339.00	4.21	50.95
Mod.Temperatura	347.36	5.59	35.02
Mod. Radiación	351.82	6.30	26.67
Modelos múltiples			
Season + Cd	340.99	4.21	50.96
Season + Cu	337.42	3.82	55.5
Season + Fe	340.76	4.19	51.26

Season + Pb	340.49	4.16	51.62
Season + Zn	340.48	4.16	51.64
Season +UA_A	340.96	4.21	51.00
Season +UA_F	339.30	4.02	53.16
Season + SA	340.98	4.21	50.98
Season + SF	337.75	3.86	55.11
Season + Temperatura	338.54	3.94	54.13
Season + Radiación	340.83	4.20	51.17
<hr/>			
Season + Cu+Cd	339.42	3.82	55.51
Season + Cu+Fe	339.40	3.82	55.53
Season + Cu+Pb	339.39	3.82	55.55
Season + Cu+Zn	338.42	3.72	56.71
Season + Cu+ UA_A	338.12	3.69	57.06
Season + Cu +UA_F	334.87	3.37	60.71
Season + Cu+ SA	339.33	3.81	55.62
Season + Cu+ SF	336.48	3.53	58.94
Season + Cu + Temperatura	337.29	3.61	58.02
Season + Cu + Radiación	339.36	3.82	55.58
<hr/>			
Season + Cu+UA_F +Cd	336.05	3.30	61.58
Season + Cu +UA_F +Fe	335.88	3.28	61.76
Season + Cu +UA_F +Pb	336.86	3.37	60.72
Season + Cu +UA_F +Zn	336.55	3.35	61.05

Season + Cu +UA_F + UA_A	335.93	3.29	61.71
Season + Cu +UA_F + SA	336.17	3.31	61.45
Season + Cu +UA_F + SF	332.88	3.03	64.77
Season + Cu +UA_F + Temperatura	336.51	3.34	61.10
Season + Cu +UA_F + Radiación	336.81	3.37	60.78
<hr/>			
Season + Cu +UA_F + SF+Cd	334.78	3.02	64.87
Season + Cu +UA_F + SF+Fe	332.81	2.86	66.72
Season + Cu +UA_F + SF+Pb	334.78	3.02	64.87
Season + Cu +UA_F + SF+Zn	334.78	3.02	64.87
Season + Cu +UA_F + SF+UA_A	334.36	2.98	65.27
Season + Cu +UA_F + SF+SA	334.84	3.02	64.81
Season + Cu +UA_F + SF + Temperatura	334.50	2.99	65.14
Season + Cu +UA_F + SF + Radiación	334.63	3.00	65.01

La construcción de los modelos se realizó teniendo en cuenta todas las variables, sin embargo se muestran hasta el modelo seleccionado, ya que a partir de este, no muestran mejora según el AIC (criterio de información de Akaike) y parsimonia.