

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA**

**FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS**

**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS**



**Doctorado en Ciencias en Oceanografía Costera**

**CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS Y ÉTERES DE  
POLIBROMODIFENILOS EN LA RED TRÓFICA DE BOSQUES  
DE MACROALGAS DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de  
Doctor en Ciencias

Presenta:

**EDUARDO ANTONIO LOZANO HERNÁNDEZ**

Ensenada, Baja California, México, 2024

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS  
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS Y ÉTERES DE  
POLIBROMODIFENILOS EN LA RED TRÓFICA DE BOSQUES  
DE MACROALGAS DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO

TESIS

Que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de

Doctorado en Ciencias en Oceanografía Costera

PRESENTA:

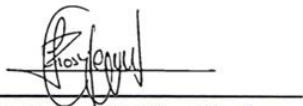
EDUARDO ANTONIO LOZANO HERNÁNDEZ

APROBADA POR:



Dra. Nancy Ramírez Álvarez

Directora de tesis



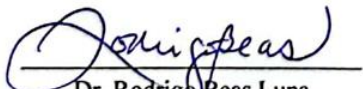
Dra. Lorena M. Rios Mendoza

Sinodal




Dr. José Vinicio Macías Zamora

Sinodal



Dr. Rodrigo Beas Luna

Sinodal



Dr. Adán Mejía Trejo

Sinodal

Asunto: Voto aprobatorio sobre trabajo  
de tesis de grado de Doctorado

Dra. Ivone Giffard Mena  
Coordinadora de Investigación y  
Posgrado, F.C.M.  
Presente

Estimada Dra. Giffard:

Me dirijo a usted en mi calidad de Directora de Tesis encargada de revisar la tesis de Doctorado presentada por el estudiante Eduardo Antonio Lozano Hernández, como parte de los requisitos para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Oceanografía Costera.

Tras llevar a cabo una revisión minuciosa y exhaustiva del trabajo mencionado, es mi deber informarle que he emitido mi voto Aprobatorio sobre la tesis titulada:

CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS Y ÉTERES DE POLIBROMODIFENILOS EN LA RED TRÓFICA DE BOSQUES DE MACROALGAS DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.

He realizado esta revisión con el compromiso de asegurar que el trabajo cumple con los estándares de calidad y excelencia académica requeridos por nuestro programa de posgrado. Después de un análisis detenido, he llegado a la conclusión de que el trabajo de tesis satisface plenamente estos criterios y representa una contribución valiosa al campo de la Oceanografía Costera.

El trabajo exhibe una sólida base teórica, una metodología rigurosa y una presentación coherente de los hallazgos. Las referencias bibliográficas están actualizadas y pertinentes, y las figuras y tablas son claras y respaldan eficazmente los argumentos del texto. La sección de conclusiones proporciona un resumen sólido de los resultados y sus implicaciones, la referencias y citas están actualizadas y son pertinentes.

Ensenada, B. C., a 05 de agosto de 2024

Atentamente,

  
Dra. Nancy Ramírez Álvarez  
Directora de tesis

c.c.p. Expediente

**Asunto: Voto aprobatorio sobre trabajo  
de tesis de grado de Doctorado**

**Dra. Ivone Giffard Mena**  
Coordinadora de Investigación y  
Posgrado, F.C.M.  
Presente

Estimada Dra. Giffard:

Me dirijo a usted en mi calidad de Sinodal encargada de revisar la tesis de Doctorado presentada por el estudiante **Eduardo Antonio Lozano Hernández**, como parte de los requisitos para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Oceanografía Costera.

Tras llevar a cabo una revisión minuciosa y exhaustiva del trabajo mencionado, es mi deber informarle que he emitido mi **voto Aprobatorio** sobre la tesis titulada:

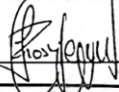
**CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS Y ÉTERES DE POLIBROMODIFENILOS EN LA RED TRÓFICA DE BOSQUES DE MACROALGAS DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.**

He realizado esta revisión con el compromiso de asegurar que el trabajo cumple con los estándares de calidad y excelencia académica requeridos por nuestro programa de posgrado. Después de un análisis detenido, he llegado a la conclusión de que el trabajo de tesis satisface plenamente estos criterios y representa una contribución valiosa al campo de la Oceanografía Costera.

El trabajo exhibe una sólida base teórica, una metodología rigurosa y una presentación coherente de los hallazgos. Las referencias bibliográficas están actualizadas y pertinentes, y las figuras y tablas son claras y respaldan eficazmente los argumentos del texto. La sección de conclusiones proporciona un resumen sólido de los resultados y sus implicaciones, la referencias y citas están actualizadas y son pertinentes.

Ensenada, B. C., a 05 de agosto de 2024

Atentamente,



---

**Dra. Lorena M. Rios Mendoza**  
Sinodal

c.c.p. Expediente

Asunto: Voto aprobatorio sobre trabajo  
de tesis de grado de Doctorado

Dra. Ivone Giffard Mena  
Coordinadora de Investigación y  
Posgrado, F.C.M.  
Presente

Estimada Dra. Giffard:

Me dirijo a usted en mi calidad de Sinodal encargado de revisar la tesis de Doctorado presentada por el estudiante Eduardo Antonio Lozano Hernández, como parte de los requisitos para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Oceanografía Costera.

Tras llevar a cabo una revisión minuciosa y exhaustiva del trabajo mencionado, es mi deber informarle que he emitido mi voto Aprobatorio sobre la tesis titulada:

CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS Y ÉTERES DE POLIBROMODIFENILOS EN LA RED TRÓFICA DE BOSQUES DE MACROALGAS DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.

He realizado esta revisión con el compromiso de asegurar que el trabajo cumple con los estándares de calidad y excelencia académica requeridos por nuestro programa de posgrado. Después de un análisis detenido, he llegado a la conclusión de que el trabajo de tesis satisface plenamente estos criterios y representa una contribución valiosa al campo de la Oceanografía Costera.

El trabajo exhibe una sólida base teórica, una metodología rigurosa y una presentación coherente de los hallazgos. Las referencias bibliográficas están actualizadas y pertinentes, y las figuras y tablas son claras y respaldan eficazmente los argumentos del texto. La sección de conclusiones proporciona un resumen sólido de los resultados y sus implicaciones, la referencias y citas están actualizadas y son pertinentes.

Ensenada, B. C., a 05 de agosto de 2024

Atentamente,

  
Dr. José Vinicio Macías Zamora  
Sinodal

c.c.p. Expediente

Asunto: Voto aprobatorio sobre trabajo  
de tesis de grado de Doctorado

Dra. Ivone Giffard Mena  
Coordinadora de Investigación y  
Posgrado, F.C.M.  
Presente

Estimada Dra. Giffard:

Me dirijo a usted en mi calidad de Sinodal encargado de revisar la tesis de Doctorado presentada por el estudiante **Eduardo Antonio Lozano Hernández**, como parte de los requisitos para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Oceanografía Costera.

Tras llevar a cabo una revisión minuciosa y exhaustiva del trabajo mencionado, es mi deber informarle que he emitido mi voto **Aprobatorio** sobre la tesis titulada:

CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS Y ÉTERES DE POLIBROMODIFENILOS EN LA RED TRÓFICA DE BOSQUES DE MACROALGAS DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.

He realizado esta revisión con el compromiso de asegurar que el trabajo cumple con los estándares de calidad y excelencia académica requeridos por nuestro programa de posgrado. Después de un análisis detenido, he llegado a la conclusión de que el trabajo de tesis satisface plenamente estos criterios y representa una contribución valiosa al campo de la Oceanografía Costera.

El trabajo exhibe una sólida base teórica, una metodología rigurosa y una presentación coherente de los hallazgos. Las referencias bibliográficas están actualizadas y pertinentes, y las figuras y tablas son claras y respaldan eficazmente los argumentos del texto. La sección de conclusiones proporciona un resumen sólido de los resultados y sus implicaciones, la referencias y citas están actualizadas y son pertinentes.

Ensenada, B. C., a 05 de agosto de 2024

Atentamente,

  
Dr. Rodrigo Beas Luna  
Sinodal

c.c.p. Expediente

Asunto: Voto aprobatorio sobre trabajo  
de tesis de grado de Doctorado

Dra. Ivone Giffard Mena  
Coordinadora de Investigación y  
Posgrado, F.C.M.  
Presente

Estimada Dra. Giffard:

Me dirijo a usted en mi calidad de Sinodal encargado de revisar la tesis de Doctorado presentada por el estudiante Eduardo Antonio Lozano Hernández, como parte de los requisitos para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Oceanografía Costera.

Tras llevar a cabo una revisión minuciosa y exhaustiva del trabajo mencionado, es mi deber informarle que he emitido mi voto Aprobatorio sobre la tesis titulada:

CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS Y ÉTERES DE POLIBROMODIFENILOS EN LA RED TRÓFICA DE BOSQUES DE MACROALGAS DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.

He realizado esta revisión con el compromiso de asegurar que el trabajo cumple con los estándares de calidad y excelencia académica requeridos por nuestro programa de posgrado. Después de un análisis detenido, he llegado a la conclusión de que el trabajo de tesis satisface plenamente estos criterios y representa una contribución valiosa al campo de la Oceanografía Costera.

El trabajo exhibe una sólida base teórica, una metodología rigurosa y una presentación coherente de los hallazgos. Las referencias bibliográficas están actualizadas y pertinentes, y las figuras y tablas son claras y respaldan eficazmente los argumentos del texto. La sección de conclusiones proporciona un resumen sólido de los resultados y sus implicaciones, la referencias y citas están actualizadas y son pertinentes.

Ensenada, B. C., a 05 de agosto de 2024

Atentamente,



Dr. Adán Mejía Trejo  
Sinodal

c.c.p. Expediente

## Resumen

Los bosques de macroalgas (BMs) son uno de los ecosistemas marinos más diversos del planeta. Sirven como refugio para una gran variedad de especies marinas de importancia ecológica y económica. Además, ayudan con la captura de carbono, protegen la costa y mantienen la calidad del agua. En este estudio, se analizaron las concentraciones de microplásticos (MPs) y éteres de polibromodifenilos (PBDEs) en diferentes niveles tróficos en los BMs alrededor de la Bahía de Todos Santos. Se compararon los patrones de variación espacial en tres sitios en 2021 y el cambio temporal en la Isla de Todos Santos (TSI) con dos periodos de muestreo en 2021 y 2022. Analizamos la presencia de MPs y PBDEs en sedimentos, agua, productores primarios (*Macrocystis pyrifera*), herbívoros (*Strongylocentrotus purpuratus*), depredadores (*Semicossyphus pulcher*) y detritus de macroalgas. Los MPs se identificaron en todas las muestras (11 polímeros sintéticos y 1 semisintético) y se confirmaron utilizando microscopía infrarroja por transformada de Fourier con reflectancia total atenuada ( $\mu$ -FTIR-ATR). El tipo de MP más abundante fueron las fibras de poliéster. Se encontraron variaciones estadísticamente significativas en la concentración de MPs solo en las macroalgas, con las mayores concentraciones promedio en las macroalgas de profundidad media de TSI durante el 2022 ( $0.73 \pm 0.58$  MPs  $g^{-1}$  ww) y en el detritus de macroalgas de TSI en 2021 ( $0.96 \pm 0.64$  MPs  $g^{-1}$  ww). De manera similar, se encontraron PBDEs en todas las muestras, con la mayor concentración en erizos de mar de Punta San Miguel ( $0.93 \pm 0.24$  ng  $g^{-1}$  ww). Este estudio muestra la presencia extensiva de MPs y PBDEs en la red trófica subtropical de un BMs. Esto sugiere que existe un riesgo potencial para los sistemas y los servicios que los BMs ofrecen.

**Palabras clave:** *Contaminación marina; PBDEs, cadena trófica; FTIR-ATR; fibras*

# Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Marinas y el Instituto de Investigaciones Oceanológicas por permitirme realizar mis estudios de doctorado.

A CONAHCYT por el apoyo económico para poder realizar mis estudios de doctorado con el No. de beca 774111.

A mi directora de tesis, la Dra. Nancy Ramírez Álvarez, por haberme aceptado una vez más y por su invaluable orientación. Le estoy inmensamente agradecido por todo el apoyo brindado, sus consejos y por su constante dedicación y atención a mi desarrollo académico y personal.

A mi sinodal el Dr. Rodrigo Beas Luna por sus ideas innovadoras, consejos y apoyo. Así como a todo su equipo de trabajo en MexCal por su disposición y gran actitud para hacer posible la obtención de las muestras que fueron parte de esta investigación.

A mi sinodal la Dra. Lorena M. Ríos Mendoza por su ayuda, compartir sus conocimientos y brindarme la oportunidad de realizar nuevamente una estancia de investigación en la UW-Superior, así como por todas las facilidades proporcionadas que fueron cruciales para la realización de este estudio.

A mi sinodal el Dr. José Vinicio Macías Zamora por sus valiosos consejos y motivarme continuamente a seguir adelante con mis investigaciones, así como por su disposición para compartir sus historias y conocimientos que han sido de gran inspiración.

A mi sinodal el Dr. Adán Mejía Trejo por su generoso tiempo, sus consejos, su orientación desde una perspectiva diferente y por estar siempre dispuesto a brindarme su ayuda.

Al Dr. Félix A. Hernández Guzmán por toda su ayuda y paciencia.

A todo el equipo de trabajo en laboratorio, a la Dra. Lucy y la M.C. Cristina muchas gracias por su ayuda.

Y a todos los que hicieron posible esta investigación.

# Contenido

Resumen.....	i
Agradecimientos .....	ii
Lista de figuras .....	v
Lista de tablas.....	vii
<b>Capítulo 1. Introducción general .....</b>	<b>1</b>
1.1 Contaminación por plásticos en ambientes marinos .....	1
1.1.1 Los microplásticos .....	2
1.1.2 Los retardantes de flama como aditivos en los plásticos .....	2
1.2 Los bosques de macroalgas.....	3
1.2.1 La cadena trófica de los bosques de macroalgas en Baja California .....	4
1.3 Justificación .....	5
1.4 Hipótesis.....	5
1.4.1 Hipótesis general .....	5
1.4.2 Hipótesis específicas .....	5
1.5 Objetivos .....	6
1.5.1 Objetivo general .....	6
1.5.2 Objetivos específicos .....	6
1.6 Área de estudio.....	7
<b>Capítulo 2. Presencia de MPs en los bosques de macroalgas .....</b>	<b>9</b>
2.1 Introducción .....	9
2.1.1 Los MPs en organismos marinos .....	9
2.2 Materiales y métodos .....	10
2.2.1 Muestreo.....	10
2.2.2 Controles de calidad.....	11
2.2.3 Tratamiento de las muestras.....	11
2.2.4 Cuantificación, clasificación e identificación de microplásticos .....	16
2.2.5 Análisis de datos .....	16
2.3 Resultados .....	17
2.3.1 Análisis de microplásticos.....	17
2.3.2 Concentración de microplásticos .....	19
2.3.3 Identificación de los polímeros por $\mu$ -FTIR-ATR .....	24
2.3.4 Tamaño de grano del sedimento .....	26
2.4 Discusiones .....	27

2.4.1	Variación espacial y entre periodos de muestreo de la concentración de MPs.....	27
2.4.2	Posible origen de los MPs.....	29
2.4.3	Transferencia trófica de MPs.....	31
	<b>Capítulo 3. PBDEs en los bosques de macroalgas.....</b>	<b>33</b>
3.1	Introducción.....	33
3.2	Materiales y métodos.....	33
3.2.1	Muestreo.....	33
3.2.2	Controles de calidad y garantía de calidad.....	34
3.2.3	Extracción y purificación de las muestras.....	35
3.2.4	Determinación del contenido de lípidos.....	37
3.2.5	Análisis instrumental.....	37
3.2.6	Análisis de datos.....	37
3.3	Resultados.....	38
3.3.1	Concentración de PBDEs.....	38
3.4	Discusiones.....	43
3.4.1	Origen de los PBDEs en los bosques de macroalgas.....	43
3.4.2	PBDEs en la cadena trófica de los bosques de macroalgas.....	43
3.4.3	Congéneres de PBDEs y los riesgos asociados en la cadena trófica.....	44
	<b>Capítulo 4. Conclusiones.....</b>	<b>46</b>
	<b>Literatura citada.....</b>	<b>47</b>
	<b>Anexos.....</b>	<b>61</b>

## Lista de figuras

Figura 1. Sitios de muestreo en la Bahía de Todos Santos. Los puntos azules indican los sitios de bosques de macroalgas: Punta San Miguel (PSM), Isla Todos Santos (ITS) y Punta Banda (PB). Los cuadrados verdes muestran sitios con actividades de acuicultura. Los triángulos rojos muestran la ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales. El polígono café indica las tierras agrícolas de la zona. Puerto El Sauzal (1), Puerto Ensenada (2), Planta de tratamiento de aguas residuales El Sauzal (3), Planta de tratamiento de aguas residuales El Gallo (4), Planta de tratamiento de aguas residuales El Naranja (5), Arroyo Ensenada (6) y Arroyo El Gallo (7).....	8
Figura 2. Muestras de agua (A) y sedimento (B).....	13
Figura 3. Lamina de detritus de macroalga (A) y de la macroalga <i>Macrocystis pyrifera</i> (B).....	14
Figura 4. Disección de erizo de mar morado (A) y del pez vieja de California (B).....	15
Figura 5. Proceso de eliminación de la materia orgánica, filtrado, cuantificación y caracterización de MPs.....	15
Figura 6. Polímeros sintéticos y semisintéticos comunes que se encuentran en los MP y su espectro IR obtenido mediante $\mu$ -FTIR-ATR. Fibra de PET (A), fibra de acrílico (B), fibra de rayón (C), fragmento de PP (D) y fragmento de PE (E). .....	17
Figura 7. Composición por porcentaje del tamaño de fibras (a) y fragmentos (b) por sitio de muestreo y tipo de muestra. Agua (A), sedimento (S), detritus de macroalgas (D), macroalgas de profundidad media (MM), macroalgas superficiales (SM), erizos de mar (E) y peces (P). .....	18
Figura 8. Concentración de MPs en agua (A) y sedimento (B) en la Isla Todos Santos (ITS21), Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM) y segundo tiempo de muestreo en la Isla Todos Santos (ITS22). En los sedimentos (B), la concentración de MPs se muestra como el promedio de dos mediciones para cada muestra. ....	20
Figura 9. Concentración de microplásticos (MPs $g^{-1}$ ww) en detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces en cada sitio de muestra. Las diferencias estadísticas en las concentraciones de MPs entre muestras y sitios de muestra, se indican con las letras. Además, los valores de P indican diferencias estadísticas entre las macroalgas medias y superficiales del mismo sitio. La línea en el cuadro representa la mediana, la línea punteada indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos. Los valores de P se indican en el gráfico cuando se encuentran diferencias estadísticas entre macroalgas del mismo sitio a diferente profundidad.....	21
Figura 10. Concentración de microplásticos (MP $g^{-1}$ ww) en detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces en cada tiempo de muestreo en ITS. Las diferencias estadísticas en las concentraciones de MPs entre las muestras durante 2021 (ITS21) y 2022 (ITS22) se indican con letras. La línea en el cuadro representa la mediana, la línea de puntos indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos. ....	23
Figura 11. Proporción de polímeros sintéticos, semisintéticos y naturales (fibras y fragmentos), encontrados en todas las muestras.....	24
Figura 12. Proporción total de polímeros sintéticos y semisintéticos (fibras y fragmentos) encontrados en todas las muestras. ....	25
Figura 13. Proporción de polímeros sintéticos y semisintéticos (fibras y fragmentos) encontrados en las muestras de agua (A), sedimentos (S), detritus de macroalgas (D), macroalgas de media profundidad (MM), macroalgas superficiales (SM), erizos de mar (E), y peces (P) en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla Todos Santos (ITS21) y segundo tiempo de muestreo de Isla Todos Santos (ITS22). ....	26
Figura 14. Composición en porcentaje del tamaño de grano del sedimento analizado en cada sitio de muestreo.....	27

Figura 15. Diagrama de la extracción, purificación y análisis de las muestras para PBDEs.....	<b>36</b>
Figura 16. Proporción de congéneres de BDEs encontrados en las muestras de detritus de macroalgas (D), macroalgas de media profundidad (MM), erizos de mar (E) y peces (P) en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla Todos Santos (ITS21), y segundo tiempo de muestreo de la Isla de Todos Santos (ITS22).....	<b>39</b>
Figura 17. Concentración de $\Sigma_5$ PBDE ng g <sup>-1</sup> ww encontrada en detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces en cada sitio de muestreo. Las diferencias estadísticas en las concentraciones entre muestras se indican con letras. La línea en el cuadro representa el valor mediano, la línea de puntos indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos. ....	<b>40</b>
Figura 18. Concentración de $\Sigma_5$ PBDE ng g <sup>-1</sup> ww normalizada por el porcentaje de lípidos encontrada en detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces en cada sitio de muestreo. La línea en el cuadro representa el valor mediano, la línea de puntos indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos. ....	<b>41</b>
Figura 19. Concentración de $\Sigma_5$ PBDE ng g <sup>-1</sup> ww encontrada en detritus de algas marinas, algas marinas, erizos de mar y peces en cada tiempo de muestreo. Las diferencias estadísticas en las concentraciones entre muestras se indican con letras. La línea en el cuadro representa el valor mediano, la línea de puntos indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos. ....	<b>42</b>

## Lista de tablas

Tabla 1. Porcentaje de recuperación por sitio, tipo de muestra y tipo de polímero. Poliéster (PET), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno de alta densidad (HDPE) y polietileno de baja densidad (LDPE). .....	19
Tabla 2. Análisis estadísticos realizados para las concentraciones de microplásticos. Las diferencias significativas se indican en negrita. ....	22
Tabla 3. Análisis estadísticos realizados para las concentraciones de microplásticos entre macroalgas de diferentes profundidades. Las diferencias significativas se indican en negrita. ....	22
Tabla 4. Análisis estadísticos realizados para las concentraciones de microplásticos. Las diferencias significativas se indican en negrita. ....	23
Tabla 5. Análisis estadístico realizado para las concentraciones de PBDEs. Las diferencias significativas se indican en negrita. ....	40
Tabla 6. Análisis estadístico realizado para las concentraciones de PBDEs. Las diferencias significativas se indican en negrita. ....	42
Tabla 7. Concentración de los diferentes congéneres de BDEs reportados en las Guías Federales de Calidad Ambiental de Canadá (FEQG por sus siglas en inglés) y en los Estándares de Calidad Ambiental de la Unión Europea (EQS por sus siglas en inglés), comparadas con las concentraciones encontradas en los diferentes sitios evaluados en este estudio. ....	45

# Capítulo 1. Introducción general

---

## 1.1 Contaminación por plásticos en ambientes marinos

El plástico se ha convertido en uno de los mayores residuos del planeta y uno de los principales contaminantes ambientales. Lo anterior, debido al uso excesivo, la sobreproducción y una mala gestión de sus desechos (Singla et al., 2020; Yeo et al., 2020). Tan solo en el 2022, la producción mundial de plástico fue de 400 millones de toneladas, compuesta principalmente por seis polímeros sintéticos: polipropileno (PP), polietileno de alta y baja densidad (HDPE y LDPE), cloruro de polivinilo (PVC), tereftalato de polietileno (PET), poliuretano (PUR) y poliestireno (PS) (PlasticEurope, 2023). Se considera que los plásticos son la fracción más abundante, dañina y persistente entre los desechos marinos. Conforman al menos un 85% del total de estos y se estima que existen entre 75 y 199 millones de toneladas de desechos plásticos en los ambientes marinos. Además, se ha calculado que el año 2030 ingresarán al océano aproximadamente 53 millones de toneladas anualmente (UNEP, 2021).

Se estima que aproximadamente el 80% de los desechos plásticos que llegan al océano, son de origen terrestre y solo el 20% se generan de las actividades marinas como la pesca (van Truong & BeiPing, 2019). Los desechos plásticos suelen acumularse en la línea de costa por el descarte directo, pero también por la acción de las corrientes, el oleaje y el viento. Sin embargo, también están presentes en la superficie y el fondo del océano, en suspensión en la columna de agua y en los organismos marinos (GESAMP, 2019). En la actualidad, la contaminación marina por desechos plásticos tiene efectos negativos en la sociedad, la economía y el ecosistema (Oliveira et al., 2020).

Cuando los desechos plásticos llegan al ambiente, estos pueden fragmentarse en partículas de menor tamaño debido a procesos físicos o químicos (Iftikhar et al., 2024; Q. Li et al., 2022). Es esencial comprender el tamaño y la concentración de estas partículas plásticas, para determinar con mayor precisión los efectos que podrían generar en el ambiente, dado que la toxicidad de estas partículas en el entorno natural depende principalmente de estos dos factores (George et al., 2024). La presencia de desechos plásticos en los ambientes marinos puede amplificar los efectos negativos al ecosistema, al actuar en conjunto con otros estresores como el cambio climático, la sobreexplotación de los recursos marinos y otras clases de desechos tóxicos (UNEP, 2021).

### **1.1.1 Los microplásticos**

Los microplásticos (MPs) son partículas plásticas con un tamaño menor a 5 mm (GESAMP, 2015). Aunque el límite inferior no está definido, se ha sugerido utilizar los 100 nm (Rios & Balcer, 2019). Morfológicamente las fibras, fragmentos, microesferas, espumas y pellets son los tipos de MPs más comunes (Lusher et al., 2017). De acuerdo con su origen, se clasifican como primarios y secundarios. Los MPs primarios son producidos intencionalmente por la industria (en ese rango de tamaño) y se pueden encontrar como microesferas en productos de cuidado personal (pastas dentales, protectores solares o algunos exfoliantes), como abrasivos industriales, pero también como pellets (esféricos o cilíndricos) utilizados como materia prima para la fabricación de productos plásticos (UNEP, 2016). Sin embargo, los MPs también se pueden formar por la fragmentación de plásticos de mayor tamaño y se conocen como MPs secundarios. Estos se generan por procesos físicos, químicos o biológicos que inducen a la degradación del plástico, tales como la abrasión mecánica, la fotodegradación o las mordeduras de animales (GESAMP, 2015). La densidad de los MPs es una característica clave que influye en su distribución en el océano. Con base en ella, las partículas pueden flotar en la superficie del agua o hundirse al fondo (Borges-Ramírez et al., 2020). En la actualidad, los MPs se encuentran entre los principales contaminantes de los ecosistemas costeros y representan un riesgo importante para el ambiente marino.

### **1.1.2 Los retardantes de flama como aditivos en los plásticos**

Para fabricar el plástico se utiliza una amplia gama de aditivos químicos que pueden ser dañinos para los organismos. Algunos de estos aditivos son los plastificantes, colorantes, antioxidantes, absorbentes de luz UV y los retardantes de flama (Gateuille & Naffrechoux, 2022). Al ser un aditivo, estos compuestos no están unidos químicamente a la matriz polimérica, por lo que pueden ser liberados al ambiente donde provocan efectos negativos (Campanale et al., 2020). Entre la variedad de aditivos utilizados para la fabricación del plástico, se encuentran los retardantes de flama. Estos son un grupo de aditivos químicos muy utilizados en diversos productos industriales y domésticos para hacer más lenta combustión del material. Estos aditivos pueden llegar a constituir hasta un 20% del peso total del plástico (H. Cheng et al., 2020). En este grupo de compuestos, los más ampliamente utilizados por varias décadas, han sido los éteres de polibromodifenilos o PBDEs por sus siglas en inglés (Pietron et al., 2023; Singla et al., 2020).

### **1.1.2.1 Los éteres de polibromodifenilos**

Los PBDEs fueron aplicados desde la década de los años sesenta en la fabricación de plásticos, pinturas, telas, muebles, sillones, alfombras, dispositivos electrónicos, teléfonos celulares, televisores, espumas de poliuretano, etc. Estos compuestos se han detectado en todos los compartimentos de los ecosistemas, incluido el humano (Costa & Giordano, 2014). Existen 209 posibles congéneres de PBDEs que están dados por su grado de bromación. Aunque, son solo tres las mezclas comerciales principales: penta-BDE, octa-BDE y deca-BDE (Siddiqi & Clinic, 2003). Actualmente, se han retirado del mercado el penta-BDE y el octa-BDE. Sin embargo, el uso del deca-BDE sigue vigente, pero está restringido a sectores como la industria automotriz o de aviación.

La alta persistencia de los PBDEs es lo que hace que estos compuestos se hallen distribuidos globalmente (Wu et al., 2020). Se encuentran frecuentemente en los organismos, el suelo, el aire y el agua (Xue et al., 2023). Pueden liberarse al ambiente durante la producción, el uso, el descarte y durante el reciclaje de materiales plásticos (Nakajima et al., 2022). Las vías principales por las que los PBDEs ingresan a los ecosistemas marinos son la depositación atmosférica, las escorrentías y las descargas de aguas residuales (Turner, 2022). Los PBDEs han sido reconocidos como contaminantes de riesgo para los organismos marinos debido a su persistencia y toxicidad. Sin embargo, el efecto depende del congener presente (Costa & Giordano, 2014; Lee & Kim, 2015).

## **1.2 Los bosques de macroalgas**

Los bosques de macroalgas (BMs) son ecosistemas marinos complejos y diversos que ofrecen una variedad de beneficios sociales, económicos y recreativos (Beas-Luna et al., 2020; Eger et al., 2023). Reducen la contaminación marina causada por el exceso de nutrientes, eliminan carbono de la atmósfera y liberan oxígeno. Los BMs se encuentran cerca de la costa sobre arrecifes rocosos en regiones templadas, con aguas frías y ricas en nutrientes a una profundidad de menos de 40 m (Carr & Reed, 2016; Cavanaugh et al., 2021). Los servicios que estos sitios brindan en todo el mundo han sido valorados en 500 mil millones de dólares, mientras que se estima que el número de personas que viven dentro de un radio de 50 km de un BMs es de alrededor de 740 millones (Eger et al., 2023). En México, los BMs se extienden desde la frontera entre México y Estados Unidos hasta Bahía Asunción, Baja California (Beas-Luna et al., 2020).

Ecológicamente, estos sitios son cruciales porque ayudan a mantener algunas de las comunidades de especies más ricas del planeta (Cavanaugh et al., 2021; Schiel & Foster, 2015). Proporcionan el hábitat,

alimento y sustento a diferentes tipos de algas marinas, especies de invertebrados y peces (Eger et al., 2022). Sin embargo, la abundancia de los BMs ha disminuido en todo el mundo entre un 40% y 60% en los últimos 50 años. Lo anterior, principalmente debido al cambio climático, el desarrollo costero y la contaminación (Vergés & Campbell, 2020). Debido a que los BMs están cercanos a la costa, están expuestos a un alto impacto antropogénico y la contaminación es uno de los factores más importantes que contribuyen a la degradación de estos sitios. Es particularmente crucial comprender los efectos que pueden tener las perturbaciones ecológicas en estos sitios, porque pueden inducir una reacción en cadena en toda la red alimentaria (Norderhaug et al., 2020).

### **1.2.1 La cadena trófica de los bosques de macroalgas en Baja California**

Las redes tróficas y de interacciones que ocurren en las BMs son muy complejas y difíciles de caracterizar (Carr & Reed, 2016). En Baja California, México, los BMs están dominados por la macroalga *Macrocystis pyrifera* como productor primario. Algunas especies de interés ecológico y comercial para la región son los herbívoros (consumidores primarios) entre los que se encuentran el erizo de mar rojo (*Strongylocentrotus franciscanus*) y el erizo de mar morado (*Strongylocentrotus purpuratus*). También los detritívoros como el abulón rojo (*Haliotis rufescens*) y el pepino de mar (*Parastichopus parvimensis*). Por otro lado, los consumidores secundarios están representados por la langosta roja (*Panulirus interruptus*) y el pez vieja de California (*Semicossyphus pulcher*). Finalmente, entre los consumidores terciarios se encuentran algunas especies de peces del género *Sebastes* (Vilalta-Navas et al., 2023).

Finalmente, en este estudio se determinó la concentración y composición química de MPs y PBDEs entre los niveles tróficos en BMs. Se centró específicamente en especies de importancia ecológica y económica. Concretamente, se analizó la presencia de MPs y PBDEs en sedimentos, agua, macroalgas, erizos de mar, peces y detritus de macroalgas en tres BMs en la Bahía de Todos Santos, México, durante el 2021. Además, se evaluó la fluctuación de la concentración de MPs y PBDEs en este sistema, con un segundo muestreo en 2022. Con este estudio se amplía el conocimiento y la información sobre el destino de los MPs y PBDEs en ambientes marinos. Se espera contribuir con una línea base para futuras evaluaciones que permitan determinar el estado de salud de estos ecosistemas.

## **1.3 Justificación**

Los BMs son uno de los ecosistemas marinos más importantes alrededor del mundo ya que sustentan una de las comunidades de especies más diversas y abundantes del planeta. Además, aportan una variedad de servicios ecosistémicos como la fijación de carbono y la protección costera. Sin embargo, hoy en día están fuertemente impactados por diversos factores con consecuencias negativas, entre los que se encuentran el cambio climático, las especies invasoras, los cambios en la dinámica costera y la contaminación. En este sentido, los microplásticos y sus aditivos son reconocidos actualmente como uno de los desechos marinos más abundantes. Son compuestos que pueden bioacumularse, bioconcentrarse y biomagnificarse a lo largo de la cadena trófica. Su presencia puede provocar una variedad de severos daños al ecosistema y generar una reacción en cadena que afecte a todos los niveles tróficos de la comunidad de especies en los bosques de macroalgas. Por lo anterior, estudiar la contaminación por microplásticos y sus aditivos en los bosques de macroalgas, es esencial para comprender el impacto ambiental que pueden tener, proteger la biodiversidad y la salud humana. Así como para formular políticas sobre la conservación de estos ecosistemas marinos.

## **1.4 Hipótesis**

### **1.4.1 Hipótesis general**

La estructura tridimensional de los BMs actúa como un disipador natural de energía, reduciendo la velocidad de las corrientes y permitiendo la acumulación de contaminantes como MPs y PBDEs. Esta acumulación aumenta la probabilidad de transferencia de estos contaminantes a través de la red trófica.

### **1.4.2 Hipótesis específicas**

- El BMs más cercano a la zona costera de la Bahía de Todos Santos presenta las mayores concentraciones de MPs y PBDEs por ser el más próximo a las fuentes de contaminación derivadas de las actividades antropogénicas que se desarrollan en el área.
- La concentración MPs y PBDEs se mantiene constante a lo largo del tiempo en los BMs de la BTS, ya que el impacto de las principales fuentes de contaminación en la bahía es similar durante la

temporada en que son más abundantes los BMs. Lo que implica que no hay una variación significativa de las concentraciones de MPs y PBDEs de un año a otro, siempre y cuando las condiciones climáticas sean similares entre esos períodos.

- Los BMs aumentan la biodisponibilidad de MPs y PBDEs para los organismos marinos que forman parte de estos ecosistemas, lo que provoca la acumulación de MPs y PBDEs a lo largo de la red trófica y esto puede afectar a organismos de niveles tróficos superiores como los peces.

## **1.5 Objetivos**

### **1.5.1 Objetivo general**

Determinar la concentración y composición de MPs y PBDEs en la red trófica de bosques de macroalgas.

### **1.5.2 Objetivos específicos**

- Determinar la concentración de MPs en los diferentes componentes de la red trófica de los BMs: en la superficie de láminas de detritus de *Macrocystis pyrifera*, en láminas de *Macrocystis pyrifera* colectadas a dos profundidades (media y superficie), en el tejido blando (excepto las gónadas) de *Strongylocentrotus purpuratus* y en el sistema digestivo de *Semicossyphus pulcher*. Así como en el sedimento superficial y el agua colectada en la base de los tres BMs (Punta Banda, Punta San Miguel y la Isla Todos Santos) con mayor prevalencia ubicados alrededor de BTS.
- Identificar si existen variaciones en la concentración de MPs entre las láminas de *Macrocystis pyrifera* colectadas a dos profundidades (media y superficie) en cada BMs.
- Determinar la composición física (morfología) y química de los polímeros de los de MPs encontrados en los diferentes componentes de la red trófica, del sedimento superficial y el agua de fondo en los tres BMs ubicados alrededor de BTS.

- Analizar la concentración de PBDEs en el detritus y láminas de *Macrocystis pyrifera*, en el tejido gonadal de *Strongylocentrotus purpuratus*, en el musculo de *Semicossyphus pulcher*, en el sedimento superficial y en el agua de fondo en los tres BMs seleccionados de BTS.
- Comparar la variación espacial de la concentración de MPs y PBDEs de los diferentes componentes de la red trófica, el sedimento superficial y el agua de fondo entre los BMs analizados.
- Comparar la variación de la concentración de MPs y PBDEs con un segundo muestreo en los diferentes componentes de la red trófica, el sedimento superficial y el agua de fondo del BMs localizado en Isla Todos Santos.

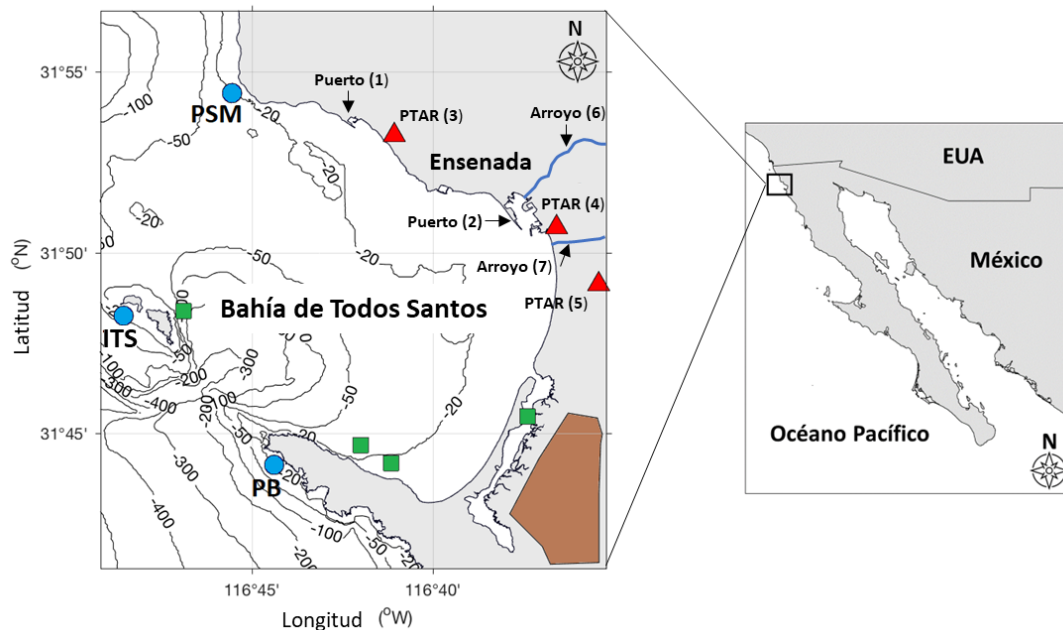
## 1.6 Área de estudio

La Bahía de Todos Santos (BTS) se encuentra al noroeste de la península de Baja California, México (Figura 1). Tiene un tamaño aproximado de  $\sim 230 \text{ km}^2$ . La bahía está conectada con el Océano Pacífico por dos entradas de agua: al norte entre Punta San Miguel y la Isla Todos Santos, y al sur entre la Isla Todos Santos y Punta Banda. La profundidad promedio de la bahía es de  $\sim 50 \text{ m}$ , pero tiene un cañón submarino con una profundidad de  $\sim 400 \text{ m}$  ubicado en la entrada sur de la bahía (Flores-Vidal et al., 2018; Tanahara et al., 2021). Durante los meses de mayo a septiembre se considera una temporada “tranquila” en la BTS y se caracteriza por una altura de ola significativa de ( $H_s$ ) de  $0.7 \text{ m}$  y un flujo de energía total promedio (Pt) de  $2.5 \text{ kWm}^{-1}$ . Por el contrario, en los meses de octubre a abril, se presenta el período de mayor energía del oleaje y consta de  $H_s = 1,2 \text{ m}$  y  $\text{Pt} = 11 \text{ kWm}^{-1}$ . Sin embargo, durante las tormentas invernales pueden ocurrir eventos de alta energía con  $\text{Pt} = 130 \text{ kWm}^{-1}$  y  $H_s = 4.6 \text{ m}$  (Vidal-Ruiz & Ruiz de Alegría-Arzaburu, 2020).

En esta bahía se desarrollan diferentes actividades marítimas y portuarias, además de pesca y acuicultura. También, se ve impactada por los vertidos domésticos e industriales de los efluentes de tres plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) municipales ubicadas a lo largo de la bahía (Ramírez-Álvarez et al., 2020; Tanahara et al., 2021). El volumen de descarga de las aguas residuales en la BTS desde las principales PTAR El Naranjo, la PTAR El Gallo y la PTAR El Sauzal son de aproximadamente  $500$ ,  $250$  y  $60 \text{ L s}^{-1}$ , respectivamente. Estos efluentes de aguas residuales son considerados las principales fuentes de agua dulce en la BTS, debido a que las lluvias son escasas y solo ocurren en la temporada de invierno y aportan agua través de los arroyos Ensenada y El Gallo (Ramírez-Álvarez et al., 2020; Tanahara et al.,

2021). Además del aporte de agua por escorrentías que ocurren durante esta temporada debido a la escasa cobertura vegetal.

En este trabajo evaluamos los tres BMs con mayor prevalencia ubicados alrededor de BTS (Figura 1) entre agosto y octubre de 2021. Estos BMs se encontraron en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM) y la Isla Todos Santos (ITS21). Se realizó un segundo muestreo únicamente en la Isla Todos Santos (ITS22) en agosto de 2022, debido a la ausencia de BMs en PSM y PB. Es importante resaltar que la Isla Todos Santos está catalogada como Área Marina Protegida (Reserva de la Biósfera) desde 2016 (CONANP, 2016). Además, Punta San Miguel converge con el Parque Estatal Arroyo San Miguel (POEBC, 2021). En esta área, las comunidades de macroalgas están compuestas principalmente por la especie *Macrocystis pyrifera*. Estos sitios son poco profundos (menos de 10 m), se encuentran sobre un arrecife rocoso y están expuestos a una alta energía del oleaje, con predominio de vientos estacionales del noroeste. En esta región, los BMs están expuestos a una deforestación esporádica debido a fluctuaciones de temperatura o escasez de nutrientes que pueden ocurrir en latitudes bajas inferiores a 40° (Steneck et al., 2002).



**Figura 1.** Sitios de muestreo en la Bahía de Todos Santos. Los puntos azules indican los sitios de bosques de macroalgas: Punta San Miguel (PSM), Isla Todos Santos (ITS) y Punta Banda (PB). Los cuadrados verdes muestran sitios con actividades de acuicultura. Los triángulos rojos muestran la ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales. El polígono café indica las tierras agrícolas de la zona. Puerto El Sauzal (1), Puerto Ensenada (2), Planta de tratamiento de aguas residuales El Sauzal (3), Planta de tratamiento de aguas residuales El Gallo (4), Planta de tratamiento de aguas residuales El Naranjo (5), Arroyo Ensenada (6) y Arroyo El Gallo (7).

## **Capítulo 2. Presencia de MPs en los bosques de macroalgas**

---

### **2.1 Introducción**

En este capítulo se evalúa la relación entre los BMs y los MPs. Se analizan las posibles vías de contaminación y el origen de los MPs. Así como las implicaciones ecológicas que pueden tener estas partículas para la biodiversidad marina y la salud de los ecosistemas. Al comprender las complejas interacciones entre los MPs y los BMs, podemos entender mejor las amenazas que plantea la presencia de MPs a uno de los ecosistemas más emblemáticos y ecológicamente importantes del océano. A través de este análisis, se espera presentar la urgencia de abordar este problema ambiental y resaltar la importancia crítica de preservar la integridad de los BMs.

#### **2.1.1 Los MPs en organismos marinos**

El pequeño tamaño de los MPs es lo que hace que sean biodisponibles para una variedad de especies marinas (Carbery et al., 2018). Estas partículas pueden ser adquiridas por los organismos por medio de la ingestión directa de ellas, por transferencia indirecta a través de sus presas o simplemente durante la respiración (Miller et al., 2020). Sin embargo, la forma en que los organismos marinos interactúan con los MPs varía según su método de alimentación y el nivel trófico al que pertenecen (Vázquez-Rowe et al., 2021). Alrededor del mundo, se ha reportado la presencia de MPs en organismos marinos de todos los niveles de la red trófica como son macroalgas (Q. Li et al., 2022; T. Zhang et al., 2022), zooplancton (Botterell et al., 2022), moluscos (Lozano-Hernández et al., 2021), equinodermos (Avio et al., 2020; Feng, Wang, et al., 2020), crustáceos (Daniel et al., 2020), peces (W. Li et al., 2022) y mamíferos (Nelms et al., 2019).

Estas partículas pueden provocar efectos físicos adversos en los organismos, los cuales dependen del tamaño, la forma y la concentración de los MPs (Campanale et al., 2020). Uno de estos efectos es la obstrucción del tracto digestivo, lo que genera falsa saciedad y disminución de la absorción de nutrientes, provocando el deterioro de la salud de los organismos (Issac & Kandasubramanian, 2021; Pirsahab et al., 2020). También, pueden dañar el revestimiento interno de los órganos debido a la forma irregular de las partículas (Bhagat et al., 2021). Por otro lado, los MPs también pueden provocar efectos químicos que resultan de la composición química de los MPs (polímeros y aditivos), pero también de los contaminantes del ambiente que pueden adsorberse en la superficie de estas partículas y ser liberadas en los organismos

(Campanale et al., 2020). Algunos de estos efectos incluyen estrés oxidativo, neurotoxicidad, toxicidad metabólica, inmunotoxicidad y genotoxicidad (Bhagat et al., 2021).

## **2.2 Materiales y métodos**

### **2.2.1 Muestreo**

#### **2.2.1.1 Agua y sedimento**

Para las muestras de MPs en agua se siguió la metodología sugerida por Tamminga et al. (2019) pero con algunas modificaciones. Se colectaron por duplicado  $\approx 500$  L de agua del fondo ( $n = 2$ ), tomados en la base del bosque de macroalgas (BM) en cada sitio de muestreo. Se utilizó una motobomba de agua con potencia de 1,5 hp, carcasa e impulsor de acero, un caudal máximo de  $60 \text{ L min}^{-1}$  y con una entrada y salida de 1". Para filtrar el agua se usaron tamices de acero inoxidable de 500, 250 y  $125 \mu\text{m}$  de luz de malla colocados en serie (Figura 2A). Posteriormente los tamices fueron cubiertos y se almacenaron para su análisis en laboratorio. El caudal de la bomba se calculó en el sitio como el promedio de tres réplicas midiendo el tiempo que tomó llenar con agua un recipiente calibrado de 18 L (Anexo, la Tabla S1 muestra el volumen de agua en cada muestra y la profundidad a la que se tomaron las muestras). Las muestras de sedimento se recolectaron por duplicado ( $n = 2$ ) cerca de la base de los BMs por buzos que utilizaron SCUBA. Se usaron latas de metal con capacidad de 4 oz (4,4 cm alto x 6,3 cm profundidad) (Figura 2B). Una vez llenas, se cerraron y se mantuvieron en congelación a  $-4 \text{ }^\circ\text{C}$  para su posterior análisis (Anexo, Tabla S2, muestra el peso seco del sedimento obtenido para cada muestra).

#### **2.2.1.2 Detritus y organismos**

En cada sitio de muestreo se recolectaron directamente 20 láminas de detritus de *Macrocystis pyrifera* a la deriva ( $n = 20$ ). También se recolectaron 40 láminas de *Macrocystis pyrifera* a dos profundidades diferentes (20 láminas superficiales y 20 láminas de media profundidad). Las láminas se cortaron directamente del estípite de diferentes individuos en el BMs, cada lamina fue reservada individualmente en sobres de aluminio que se mantuvieron congelados a  $-4 \text{ }^\circ\text{C}$  para su posterior análisis. Además, se colectaron 20 individuos de erizo de mar morado (*Strongylocentrotus purpuratus*;  $n = 20$ ) y 19 individuos de pez vieja de

California (*Semicossyphus pulcher*; n = 19), estos se envolvieron individualmente en papel de aluminio y se mantuvieron refrigerados hasta el laboratorio. Todas las muestras de organismos fueron recolectadas por buzos utilizando SCUBA. Los erizos de mar se capturaron con un gancho de metal y los peces se capturaron con arpón. El grupo buzos de MexCal (<http://mex-cal.org>) brindó su ayuda tanto para el buceo como en la recolección de todas las muestras.

### **2.2.2 Controles de calidad**

Para evitar la contaminación de las muestras, seguimos el procedimiento descrito por Lozano-Hernández et al. (2021) con modificaciones menores. Toda la cristalería, filtros de microfibra de vidrio Whatman® (grados GF/C y GF/D), navecillas de aluminio y el papel de aluminio fueron quemados en una mufla a 450 °C durante 4 h para eliminar cualquier contaminación por partículas. El agua destilada, etanol, KOH, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y HCl fueron filtrados usando filtros Whatman® GF/C (1.2 µm retención de partículas finas). Además, durante los muestreos se utilizaron blancos de campo para evaluar la posible contaminación ambiental. Estos consistieron en un frasco de vidrio que se mantuvo abierto y adyacente al área de trabajo mientras se recolectaban las muestras. También se utilizaron blancos de procedimiento en el laboratorio, estos constaron en filtros Whatman® GF/D (2.7 µm retención de partículas finas) colocados dentro de cajas de Petri que se mantuvieron abiertas cuando una muestra se exponía al ambiente en el laboratorio. Finalmente, se utilizaron blancos fortificados con cada lote de muestras para evaluar el procedimiento de recuperación de las muestras. Se agregaron 20 piezas de MP (≈ 500 µm) con diferentes características (fibras de poliéster y fragmentos de polietileno de alta densidad, polietileno de baja densidad y cloruro de polivinilo), que se trataron y analizaron de la misma manera que las muestras. Se reporta el porcentaje de recuperación del blanco de procedimiento que nos indica el número de partículas recuperadas al final del tratamiento de las muestras.

### **2.2.3 Tratamiento de las muestras**

#### **2.2.3.1 Agua y sedimento**

En el laboratorio los tamices que contenían las muestras del filtrado de agua (Figura 2A) se limpiaron con agua destilada y el filtrado se colectó en vasos de precipitado de 600 mL. Para eliminar la materia orgánica utilizamos la metodología propuesta por Mathalon & Hill (2014), con algunas modificaciones. Agregamos

50 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30% (v/v) y las muestras se mantuvieron a temperatura ambiente ( $\approx 20^{\circ}\text{C}$ ) hasta que cesó la efervescencia ( $\approx 72$  h). Una vez eliminada la materia orgánica, las muestras fueron filtradas. Esto se hizo en un sistema de filtración al vacío utilizando filtros Whatman® GF/D de 4.7 cm de diámetro. Posteriormente, los filtros se secaron en estufa a  $40^{\circ}\text{C}$  en navetas de aluminio cubiertas que se reservaron para su posterior análisis (Figura 5).

El sedimento (Figura 2B) en el laboratorio de descongeló y después se secó en la estufa a  $45^{\circ}\text{C}$  durante 7 días para eliminar la humedad. Posteriormente, en cada muestra se tomaron por duplicado 10 g de sedimento seco homogeneizado y se transfirieron a vasos de precipitado de 400 mL. Para eliminar la materia orgánica, empleamos la metodología propuesta por Mathalon & Hill (2014) utilizando 50 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30% (v/v). Cuando cesó la efervescencia, sólo se filtró el sobrenadante usando un filtro GF/D. Posteriormente se agregaron 50 mL de HCl al 10% (v/v) para eliminar los carbonatos. Una vez terminada la efervescencia, se repitió el proceso de filtración y el sedimento se enjuagó con agua destilada para eliminar posibles restos de ácido. Finalmente, el sedimento se transfirió a un vaso de precipitado de 100 ml y se secó en la estufa a  $45^{\circ}\text{C}$  para su posterior observación (Figura 5).

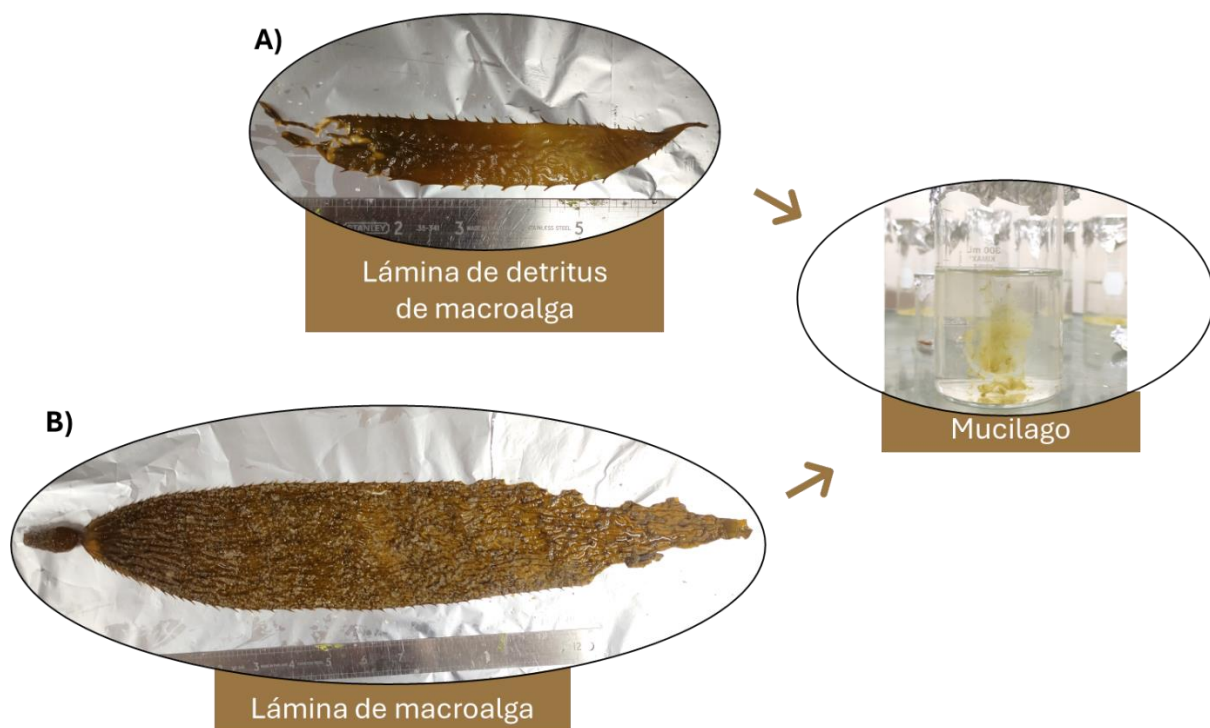
En el análisis granulométrico del sedimento se tomaron 10 g de sedimento seco y homogeneizado de cada muestra. Para la separación de las diferentes fracciones de tamaño de grano de sedimento se usó un tamizador electromagnético. El tiempo de tamizado fue de 45 min. Para ello se utilizaron tamices de acero inoxidable de 2000  $\mu\text{m}$ , 1000  $\mu\text{m}$ , 500  $\mu\text{m}$ , 250  $\mu\text{m}$ , 125  $\mu\text{m}$ , 63  $\mu\text{m}$  y una bandeja colectora. Finalmente se calculó el porcentaje en peso del material recogido en cada tamiz.



**Figura 2.** Muestras de agua (A) y sedimento (B).

### 2.2.3.2 Detritus de macroalgas y macroalgas

Las láminas de detritus (Anexo, Tabla S3) y de macroalgas frescas (Anexo, Tabla S4) se trataron individualmente (Figura 3A y 3B, respectivamente). Una vez en el laboratorio, se descongelaron y se determinó el peso húmedo con una balanza analítica. Posteriormente, se enjuagó la superficie de la lámina con agua destilada y se raspó con una espátula metálica (Jones et al., 2020; Saley et al., 2019). Todo el líquido se colectó en vasos de precipitado de 400 mL. Para eliminar la materia orgánica, se agregaron 20 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30% (v/v) y se mantuvieron a 40°C durante al menos 24 h (Mathalon y Hill, 2014). Una vez eliminada la materia orgánica, las muestras se filtraron de la misma manera que las muestras de agua.



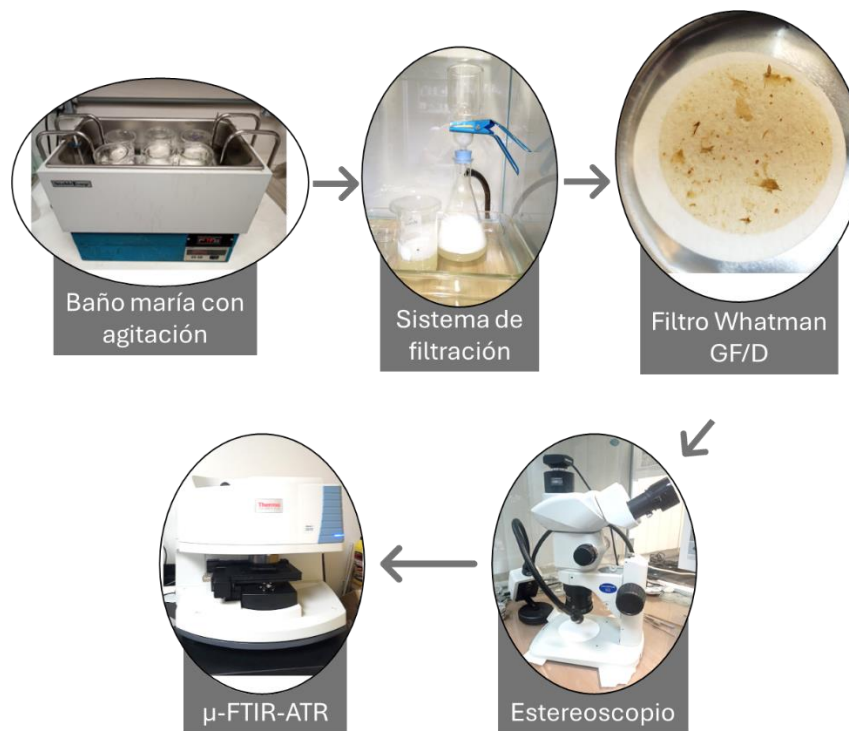
**Figura 3.** Lamina de detritus de macroalga (A) y de la macroalga *Macrocystis pyrifera* (B).

### 2.2.3.3 Erizos de mar y peces

La biometría de los organismos se realizó dentro de las 48 h siguientes a su captura. Se tomó la talla y el peso total (entero) de los individuos para posteriormente realizar la disección (Figura 4A). En los erizos de mar (Anexo, Tabla S5), se colectó todo el tejido blando (TB) a excepción de las gónadas (estas se reservaron para el análisis de PBDEs), después se determinó el peso del TB y se transfirió a vasos de precipitado de 600 ml. En el caso de los peces (Figura 4B), se extrajo el tracto gastrointestinal (TGI) del organismo y se colocó en vasos de precipitado de 600 ml y se tomó el peso (Anexo, Tabla S6). También se reservó una porción del filete sin piel para el análisis de PBDEs. Para eliminar la materia orgánica utilizamos la metodología establecida por Lozano-Hernández et al. (2021) con algunas modificaciones. Se agregó una solución de KOH al 20% (m/v) en una proporción de tres veces el volumen de la muestra y los vasos se colocaron en un baño de agua a 40°C con agitación continua durante 24 h. Una vez disuelto el tejido, se mantuvo en baño maría (Figura 5) y se agregaron diariamente 10 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30% (v/v) hasta que no se observara efervescencia (al menos durante 72 h). Una vez eliminados los residuos orgánicos, las muestras se filtraron de la misma manera que las muestras de agua (Figura 5).



**Figura 4.** Disección de erizo de mar morado (A) y del pez vieja de California (B).



**Figura 5.** Proceso de eliminación de la materia orgánica, filtrado, cuantificación y caracterización de MPs.

#### **2.2.4 Cuantificación, clasificación e identificación de microplásticos**

Este protocolo se realizó según la metodología establecida por Lozano-Hernández et al. (2021). Los filtros se analizaron para identificar las partículas como posibles MPs (P-MPs) utilizando un microscopio estereoscópico Olympus SZX7 (70x) equipado con una cámara Olympus LC30. Se fotografiaron las P-MPs y se midió su longitud utilizando el software de imágenes Olympus cellSens (Figura 5). Las partículas se clasificaron según su forma (fibras, fragmentos, pellet y películas). Para la caracterización química las partículas, se analizaron individualmente mediante microespectroscopía infrarroja por transformada de Fourier con reflectancia total atenuada ( $\mu$ -FTIR-ATR) utilizando el equipo Nicolet™ iN™10 (Thermo Fisher Scientific) con un cristal Slide-On Micro-Tip ATR™ de germanio y un detector de telururo de mercurio-cadmio enfriado por nitrógeno líquido. El límite operativo del tamaño de las partículas analizadas fue de 10  $\mu\text{m}$  y fue dado por el equipo de  $\mu$ -FTIR-ATR (Figura 5). Los espectros se registraron como el promedio de 16 escaneos en el rango espectral de 650 a 4000  $\text{cm}^{-1}$  con una alta resolución de 4  $\text{cm}^{-1}$  con una apertura de 50  $\mu\text{m} \times 50 \mu\text{m}$ . En la Tabla S8, se muestra la coincidencia media (en %) de cada polímero sintético y semisintético analizado con su espectro en la biblioteca del equipo analítico. Sólo aquellas partículas que fueron verificadas por  $\mu$ -FTIR-ATR como polímeros sintéticos o semisintéticos se clasificaron como MPs.

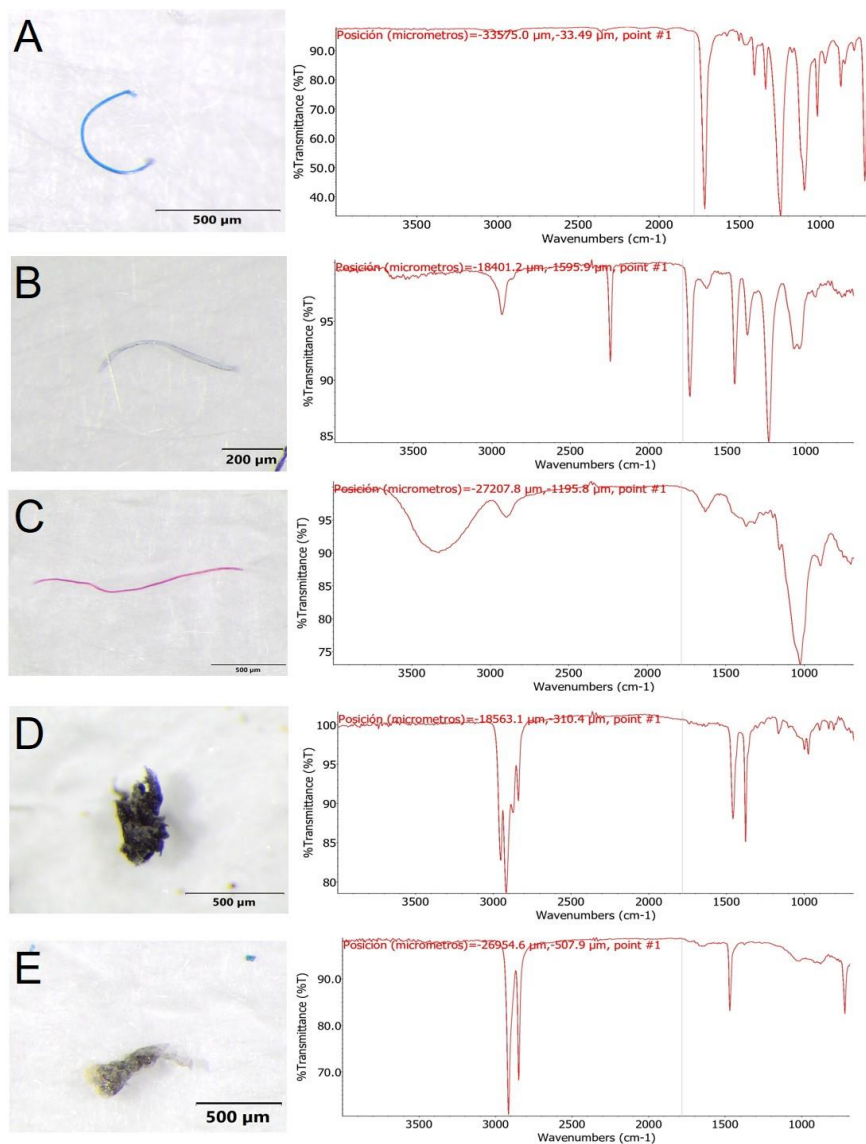
#### **2.2.5 Análisis de datos**

Los datos (número de MPs por gramo de tejido) de macroalgas, erizos de mar, peces y detritus de macroalgas se estandarizaron mediante transformación logarítmica ( $\log x + 1$ ) antes de realizar el análisis estadístico. Para determinar las variaciones en la concentración de MPs entre los sitios de muestreo, se utilizó una ANOVA de una vía o una prueba H de Kruskal-Wallis cuando los datos no fueron paramétricos. Se llevó a cabo una prueba post hoc de Tukey para determinar diferencias en la concentración entre macroalgas de diferentes sitios, pero a la misma profundidad y entre el detritus de macroalgas de diferentes sitios. Para determinar las variaciones en la concentración de MPs entre las macroalgas de diferentes profundidades en cada sitio, se realizó una prueba t de Student. Para establecer diferencias anuales se realizó la prueba t de Student o la prueba de Mann-Whitney cuando los datos fueron no paramétricos. Todas las pruebas se realizaron con un nivel de significancia de  $\alpha = 0.05$ . El análisis se realizó utilizando el software SigmaPlot (v. 12.5). La concentración de MPs en agua se presenta como el número de partículas de MPs por  $\text{m}^3$  ( $\text{MP m}^{-3}$ ) y en los organismos por el número de partículas de MPs por gramo de peso húmedo ( $\text{MP g}^{-1} \text{ ww}$ ). La concentración de PBDEs en el agua se presenta como  $\text{ng L}^{-1}$  y para los organismos como  $\text{ng g}^{-1} \text{ ww}$ .

## 2.3 Resultados

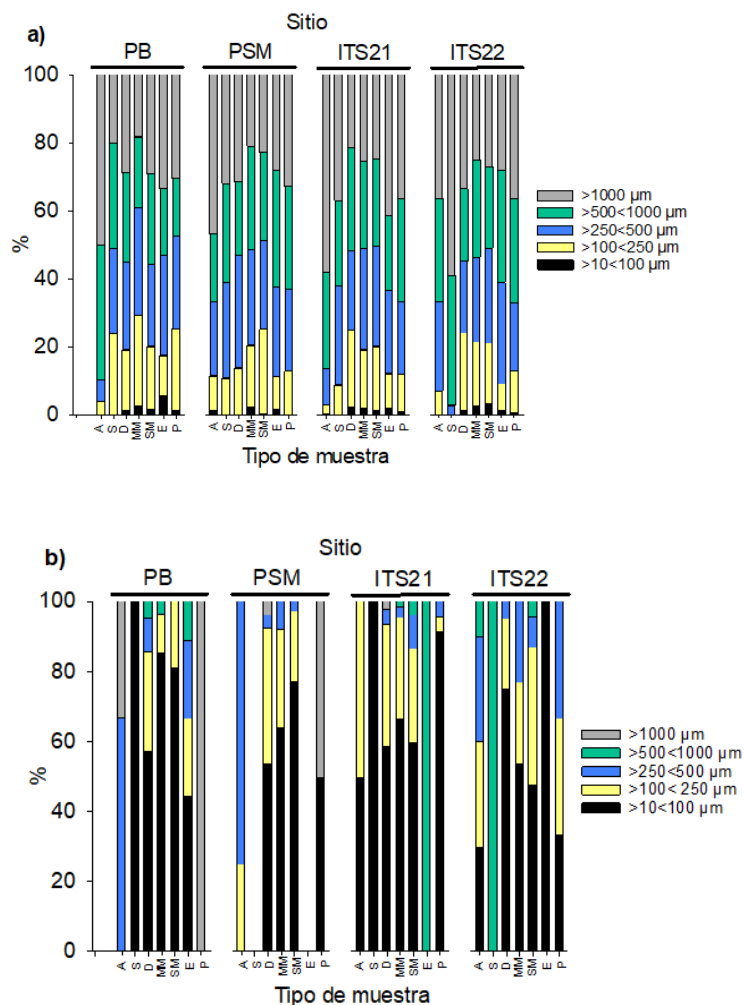
### 2.3.1 Análisis de microplásticos

Se identificaron un total de 5,953 partículas como P-MPs. El 92% (5,492 partículas) se analizaron mediante  $\mu$ -FTIR-ATR. Sólo se encontraron fibras (86%) y fragmentos (14%), no se encontraron partículas con una morfología distinta a las anteriores. La Figura 6 muestra ejemplos de estas partículas.



**Figura 6.** Polímeros sintéticos y semisintéticos comunes que se encuentran en los MP y su espectro IR obtenido mediante  $\mu$ -FTIR-ATR. Fibra de PET (A), fibra de acrílico (B), fibra de rayón (C), fragmento de PP (D) y fragmento de PE (E).

La proporción de tamaño de las fibras y los fragmentos por sitio de muestreo y tipo de muestra se indican en la Figura 7. Aproximadamente el 80% de todas las fibras en todas las muestras tuvieron un tamaño mayor a 250  $\mu\text{m}$ . Los fragmentos tuvieron una mayor variación. Sin embargo, la mayoría tuvieron un tamaño inferior a 100  $\mu\text{m}$ .



**Figura 7.** Composición por porcentaje del tamaño de fibras (a) y fragmentos (b) por sitio de muestreo y tipo de muestra. Agua (A), sedimento (S), detritus de macroalgas (D), macroalgas de profundidad media (MM), macroalgas superficiales (SM), erizos de mar (E) y peces (P).

Se encontraron un total de 199 fibras entre los blancos de campo y de procedimiento. Sin embargo, únicamente 15 fibras ( $\approx 7,5\%$ ) resultaron ser algún polímero sintético o semisintético (PET, PAN, acrílico, PP o rayón). El resto de las partículas fueron identificadas como polímeros no-sintéticos (algodón y

celulosa). Los porcentajes de recuperación de los blancos fortificados estuvieron entre el 80% y el 100%. Los resultados obtenidos de cada muestra se muestran en el Tabla 1.

**Tabla 1.** Porcentaje de recuperación por sitio, tipo de muestra y tipo de polímero. Poliéster (PET), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno de alta densidad (HDPE) y polietileno de baja densidad (LDPE).

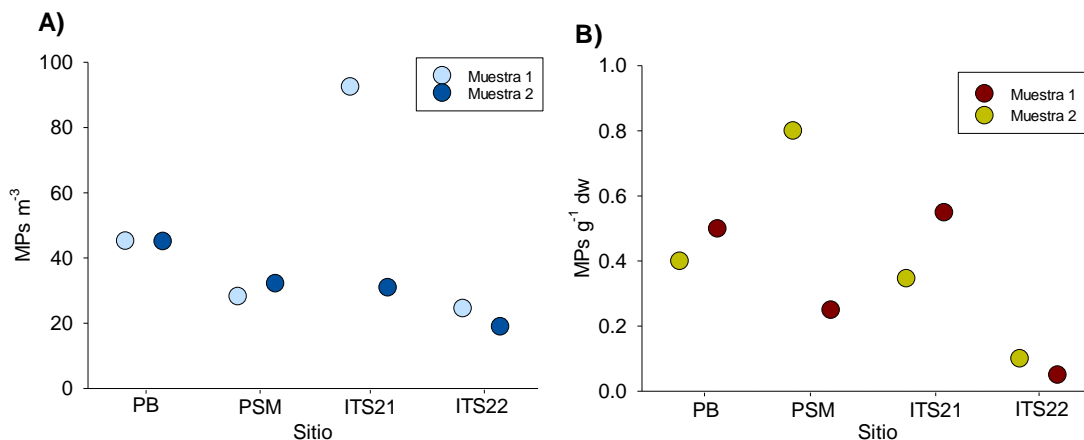
Sitio	Muestra	Porcentaje de recuperación (%)			
		PET	PVC	HDPE	LDPE
Punta Banda (PB)	Agua	100	100	80	100
	Sedimento	100	100	100	100
	Macroalga	100	100	100	80
	Erizo de mar	100	100	100	100
	Pez	80	100	100	100
Punta San Miguel (PSM)	Agua	100	80	100	100
	Sedimento	100	100	100	100
	Macroalga	100	80	100	100
	Erizo de mar	100	100	100	80
	Pez	100	100	100	100
Isla Todos Santos (ITS21)	Agua	100	100	100	100
	Sedimento	100	100	100	80
	Macroalga	100	100	80	100
	Erizo de mar	100	100	100	100
	Pez	100	100	100	100
Todos Santos Island (ITS22)	Agua	100	100	80	100
	Sedimento	100	100	100	100
	Macroalga	80	100	100	100
	Erizo de mar	80	100	100	80
	Pez	100	100	100	100

## 2.3.2 Concentración de microplásticos

### 2.3.2.1 Agua y sedimento

La concentración de MPs en agua y sedimento por sitio de muestreo se muestran en la Figura 8. En agua, la mayor concentración promedio de MPs ( $n = 2$ ) se encontró en el sitio de ITS21 con  $61.7 \pm 43.5$  MP  $m^{-3}$  (media  $\pm$  desviación estándar). Entre los sedimentos, la concentración promedio más alta de MPs ( $n = 2$ ) se encontró en PSM con  $0.52 \pm 0.33$  MP  $g^{-1}$  de peso seco (dw). No obstante, este valor promedio esta sesgado por la variabilidad encontrada entre las dos muestras consideradas en estos sitio. Es importante mencionar

que el número (n) de muestras es pequeño. En consecuencia, estos resultados deben tomarse con precaución. Es recomendable evaluar un mayor número de muestras para corroborar esta tendencia.



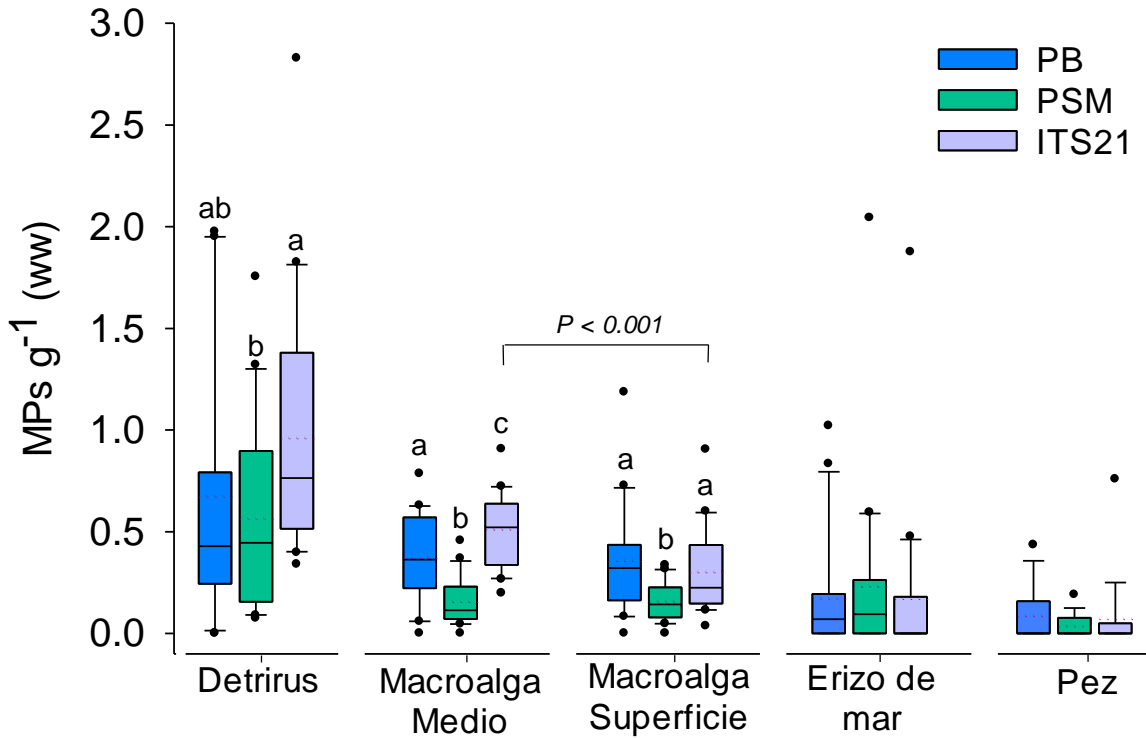
**Figura 8.** Concentración de MPs en agua (A) y sedimento (B) en la Isla Todos Santos (ITS21), Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM) y segundo tiempo de muestreo en la Isla Todos Santos (ITS22). En los sedimentos (B), la concentración de MPs se muestra como el promedio de dos mediciones para cada muestra.

### 2.3.2.2 Cadena trófica

Se encontraron MPs en los cuatro niveles de la red trófica analizada en los tres sitios de muestreo (Figura 9). El detritus de macroalgas colectado en el sitio ITS21 ( $n = 20$ ) presentó la mayor concentración promedio con  $0.96 \pm 0.64$  MPs g<sup>-1</sup> de peso húmedo (ww) y fue estadísticamente diferente al de PSM. De manera similar, las macroalgas de profundidad media ( $n = 20$ ) de ITS21 tuvieron la concentración media más alta con  $0.51 \pm 0.18$  MP g<sup>-1</sup> ww y estadísticamente todos los sitios fueron distintos entre sí. Entre las macroalgas superficiales ( $n = 20$ ), PB tuvo la concentración media más alta con  $0.36 \pm 0.27$  MP g<sup>-1</sup> ww y únicamente PSM resultó ser estadísticamente diferente del resto de los sitios de muestreo. Los erizos de mar recolectados ( $n = 20$ ) en PSM tuvieron la concentración media más alta con  $0.23 \pm 0.46$  MP g<sup>-1</sup> ww. Mientras que los peces del sitio PB ( $n = 19$ ) tuvieron la mayor concentración media con  $0.09 \pm 0.14$  MP g<sup>-1</sup> ww de TGI. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de MPs y los sitios de muestreo en los erizos de mar o en los peces. Las comparaciones estadísticas se muestran en la Tabla 2.

En la comparación de la concentración de MPs entre las macroalgas de las dos profundidades (media y superficie) de cada sitio de muestreo, únicamente se encontraron diferencias estadísticas en ITS21 donde

las macroalgas de profundidad media tuvieron una concentración mayor ( $0.51 \pm 0.18$  MPs  $g^{-1}$  ww) que las de la superficie. Todas las comparaciones estadísticas y sus resultados se muestran en la Tabla 3.



**Figura 9.** Concentración de microplásticos (MPs  $g^{-1}$  ww) en detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces en cada sitio de muestra. Las diferencias estadísticas en las concentraciones de MPs entre muestras y sitios de muestra, se indican con las letras. Además, los valores de P indican diferencias estadísticas entre las macroalgas medias y superficiales del mismo sitio. La línea en el cuadro representa la mediana, la línea punteada indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos. Los valores de P se indican en el gráfico cuando se encuentran diferencias estadísticas entre macroalgas del mismo sitio a diferente profundidad.

**Tabla 2.** Análisis estadísticos realizados para las concentraciones de microplásticos. Las diferencias significativas se indican en negrita.

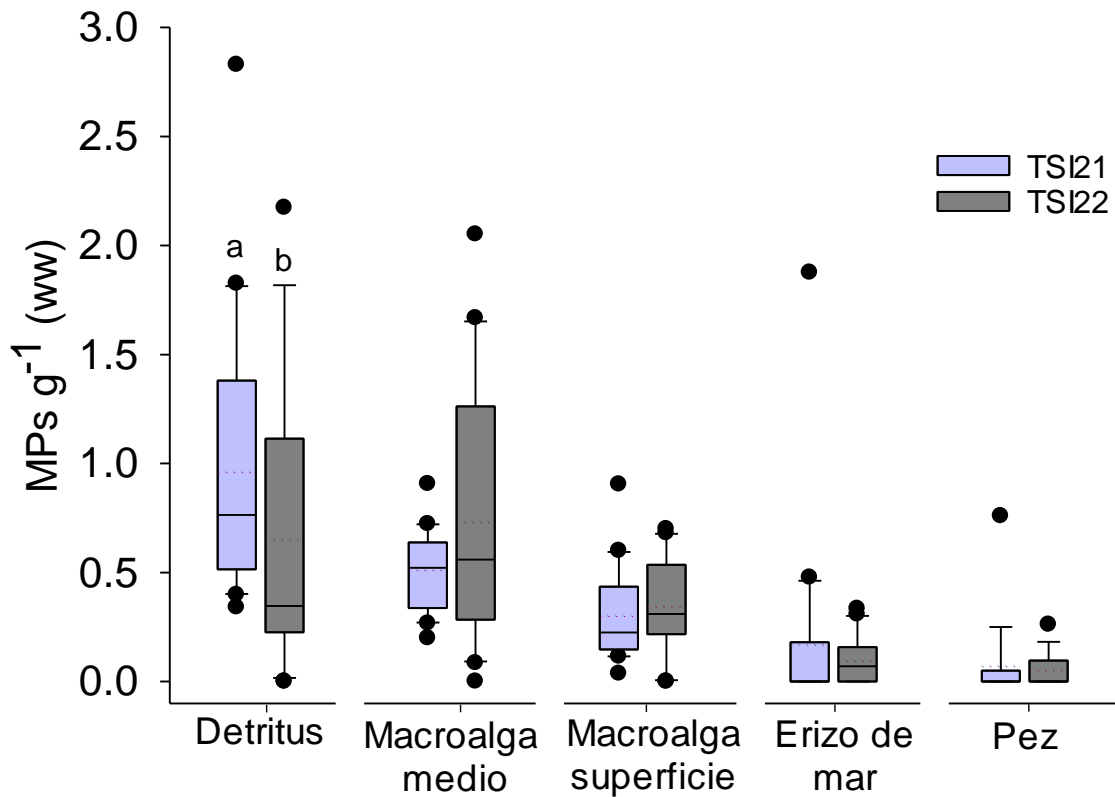
Muestra	n	Prueba	Estadístico	Significancia	Pos-hoc	Significancia
Detritus de macroalga	20	Kruskal-Wallis	H = 6.560	<b>P = 0.038</b>	Tukey	<b>P &lt; 0.05</b>
Macroalga medio	20	ANOVA	F = 22.307	<b>P = &lt; 0.001</b>	Tukey	<b>P &lt; 0.050</b>
Macroalga superficie	20	Kruskal-Wallis	H = 10.926	<b>P = 0.004</b>	Tukey	<b>P &lt; 0.05</b>
Erizo de mar	20	Kruskal-Wallis	H = 1.759	P = 0.415	-	-
Pez	19	Kruskal-Wallis	H = 0.126	P = 0.939	-	-

**Tabla 3.** Análisis estadísticos realizados para las concentraciones de microplásticos entre macroalgas de diferentes profundidades. Las diferencias significativas se indican en negrita.

Sitio	n	Prueba	Estadístico	Significancia
PB	20	t-test	t = 0.291	P = 0.773
PSM	20	t-test	t = -0.115	P = 0.909
ITS21	20	t-test	t = 3.577	<b>P = &lt; 0.001</b>

### 2.3.2.3 Variación de la concentración de MPs en la ITS

Se seleccionó a la Isla Todos Santos para evaluar las diferencias anuales porque presentó las concentraciones promedio de MPs más altas de los tres BMs. Cabe mencionar que cuando se evaluaron los resultados del muestreo inicial, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en los distintos BMs examinados. La variación de la concentración de MPs entre ITS21 y TSI22 se muestra en la Figura 10. Nuestros datos indicaron que la concentración promedio de MPs fue mayor en ITS21 con  $0.06 \pm 0.04$  MPs  $L^{-1}$  en agua y  $0.45 \pm 0.14$  MP  $g^{-1}$  dw en las muestras de sedimentos. En los detritus de macroalgas, encontramos diferencias estadísticamente significativas en la concentración de MPs, encontrándose los valores de concentración más altos en ITS21. Sin embargo, no hubo variaciones perceptibles en la concentración de MPs en las macroalgas de profundidad media ni superficial. Tampoco entre los erizos de mar o los peces. Todas las comparaciones estadísticas y sus resultados se muestran en la Tabla 4.



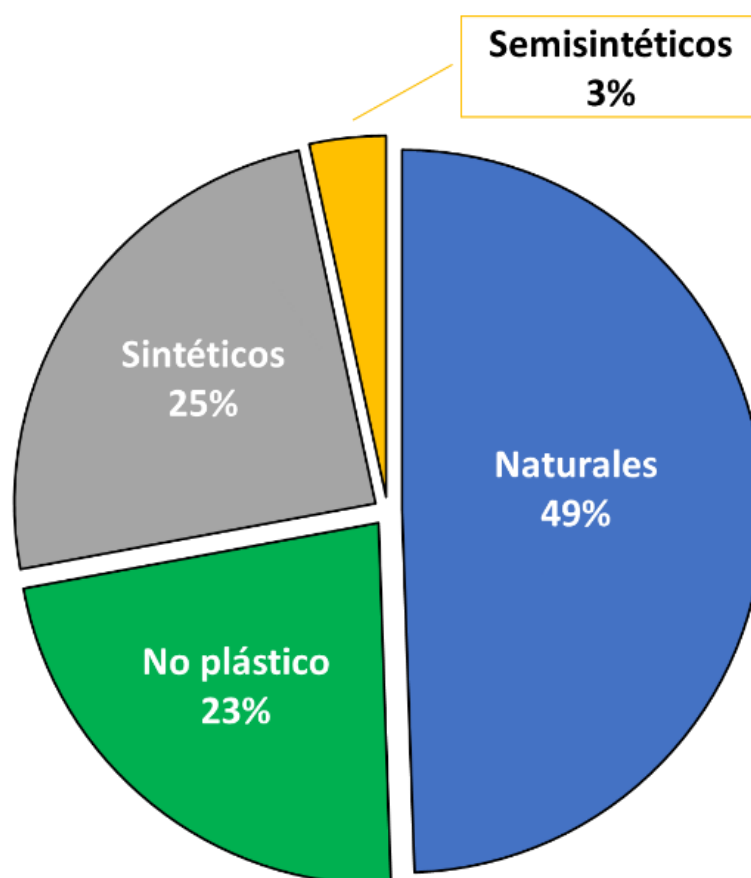
**Figura 10.** Concentración de microplásticos (MP g<sup>-1</sup> ww) en detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces en cada tiempo de muestreo en ITS. Las diferencias estadísticas en las concentraciones de MPs entre las muestras durante 2021 (ITS21) y 2022 (ITS22) se indican con letras. La línea en el cuadro representa la mediana, la línea de puntos indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos.

**Tabla 4.** Análisis estadísticos realizados para las concentraciones de microplásticos. Las diferencias significativas se indican en negrita.

Muestra	n	Prueba	Estadístico	Significancia
Detritus de macroalgas	20	Mann-Whitney	U = 111.000	<b>P = 0.017</b>
Macroalga medio	20	Mann-Whitney	U = 178.000	P = 0.561
Macroalga superficie	20	t-Student	t = 0.627	P = 0.535
Erizo de mar	20	Mann-Whitney	U = 170.500	P = 0.390
Pez	19	Mann-Whitney	U = 163.000	P = 0.586

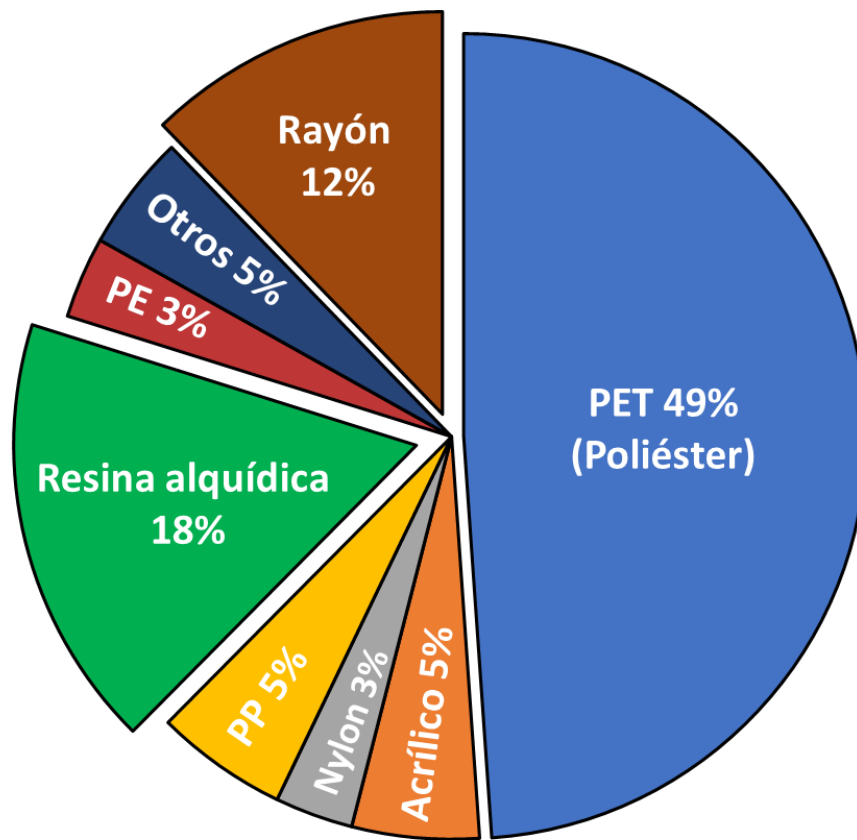
### 2.3.3 Identificación de los polímeros por $\mu$ -FTIR-ATR

En el análisis vía  $\mu$ -FTIR-ATR del total de partículas sólo el 28% de las partículas resultó ser algún tipo de polímero sintético o semisintético. Se encontró un mayor porcentaje de polímeros no-sintéticos (49% de fibras antropogénicas de origen natural: celulosa, algodón y lana), así como de polímeros que no pudieron ser identificados porque no presentaron absorción en el infrarrojo (23%) (Figura 11).



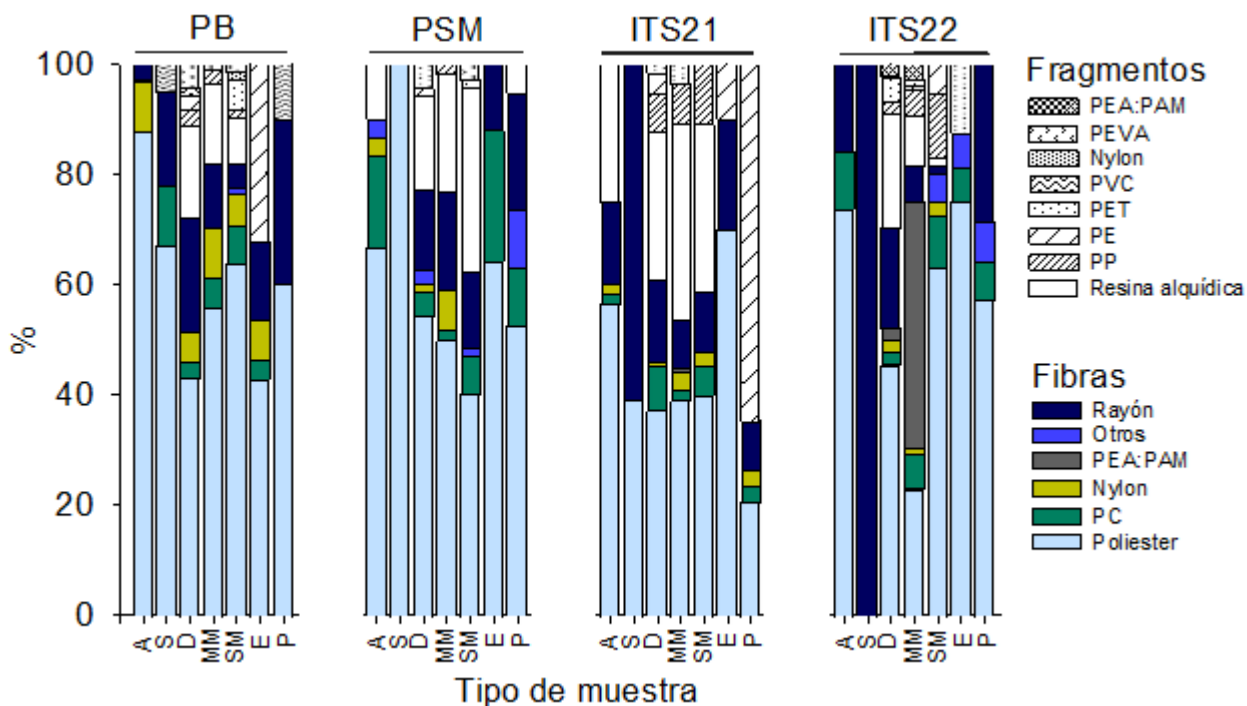
**Figura 11.** Proporción de polímeros sintéticos, semisintéticos y naturales (fibras y fragmentos), encontrados en todas las muestras.

En las muestras se identificaron diez polímeros sintéticos: poliéster (PET), acrílico (PC), nylon (PA), polipropileno (PP), polietileno (PE), cloruro de polivinilo (PVC), polietilenvinilacetato (PEVA), resina alquídica, copolímero de polietileno (PE:PP:PD) y copolímero de acrilato de polietileno con acrilamida (PEA:PAM). El rayón fue el único polímero semisintético encontrado en las muestras (Figura 12).



**Figura 12.** Proporción total de polímeros sintéticos y semisintéticos (fibras y fragmentos) encontrados en todas las muestras.

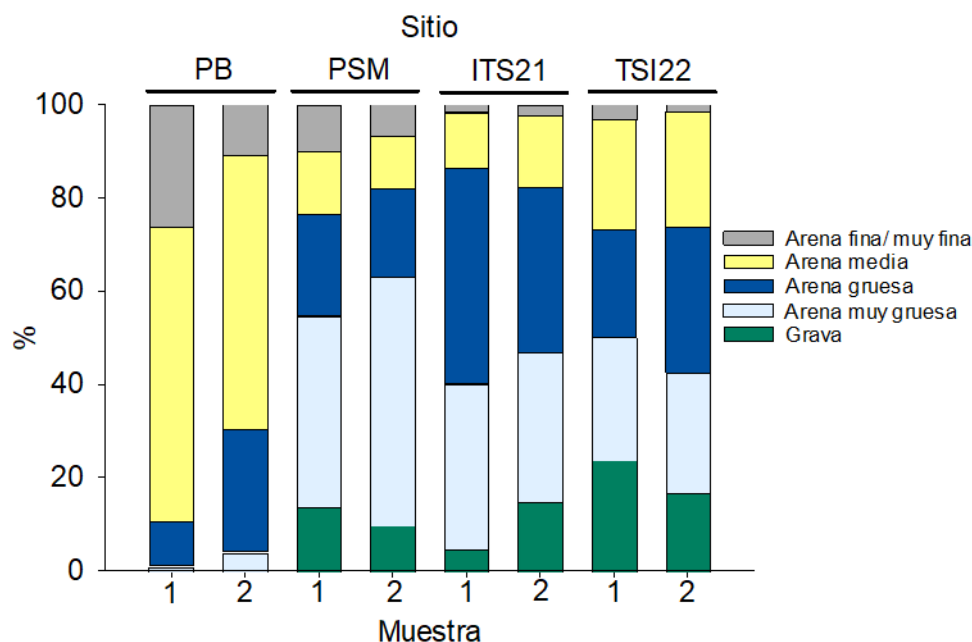
La Figura 13 muestra el porcentaje de polímeros sintéticos y semisintéticos presentes en cada muestra y la morfología de estos MPs. El poliéster (PET) fue el polímero sintético con mayor abundancia en la mayoría de las muestras analizadas (49% del total de MPs encontrados), seguido de la resina alquídica (17%) y el rayón (12%).



**Figura 13.** Proporción de polímeros sintéticos y semisintéticos (fibras y fragmentos) encontrados en las muestras de agua (A), sedimentos (S), detritus de macroalgas (D), macroalgas de media profundidad (MM), macroalgas superficiales (SM), erizos de mar (E), y peces (P) en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla Todos Santos (ITS21) y segundo tiempo de muestreo de Isla Todos Santos (ITS22).

### 2.3.4 Tamaño de grano del sedimento

En la figura 14 se muestra la composición del tamaño de grano del sedimento en cada sitio de muestreo. En los tres BMs, al menos un 75% del sedimento estuvo formado principalmente por arenas medias, gruesas y muy gruesas. Los sitios de PSM e ITS mostraron una composición granulométrica similar, constituidos principalmente por arenas gruesas a grava ( $\approx 80\%$ ), mientras que el sitio de PB estuvo compuesto principalmente por arenas medias y gruesas ( $\approx 70\%$ )



**Figura 14.** Composición en porcentaje del tamaño de grano del sedimento analizado en cada sitio de muestreo.

## 2.4 Discusiones

### 2.4.1 Variación espacial y entre periodos de muestreo de la concentración de MPs

En términos de acumulación de MPs, nuestros resultados mostraron la presencia de estas partículas en todos los sitios de muestreo y en todos los organismos analizados, con patrones similares entre los BMs evaluados. Además, las concentraciones fueron estadísticamente similares en el análisis durante los dos periodos de muestreo en ITS. La falta de variaciones significativas en la concentración y composición de MPs entre los sitios de muestreo, puede indicar que los factores físicos en los BMs que permiten que los MPs se acumulen son similares entre los tres sitios analizados. También, que la influencia de las fuentes de MPs y su distribución, aparentemente afectan homogéneamente los sitios de muestreo. Se espera que los MPs se concentren en zonas de baja energía, como marismas o estuarios, los cuales son caracterizados como puntos críticos para la acumulación de estas partículas (Ng et al., 2022). Sin embargo, los BMs se localizan en áreas abiertas y expuestas a alta energía del oleaje (Morris et al., 2020), por lo que no tienen las condiciones físicas propicias para la acumulación de MPs. La alta energía del oleaje en los BMs se vio reflejada en el tamaño

de grano del sedimento (compuesto principalmente por arenas medias, gruesas y muy gruesas), lo que indica que no hay sedimentación de partículas pequeñas.

A pesar de lo anterior, encontramos MPs en todos los sitios de muestreo y aunque no se encontraron en grandes cantidades, en el agua los valores fueron superiores a los reportados previamente por Ramírez-Álvarez et al. (2020) en la BTS. Ellos analizaron el agua superficial con una red manta a lo largo de la bahía (fuera de los BMs) y encontraron concentraciones entre 0.01 y 0.70 MPs m<sup>-3</sup>. Estos resultados son dos órdenes de magnitud menores en comparación con nuestros resultados (60 MPs m<sup>-3</sup>). Sin embargo, estas diferencias pueden estar asociadas con variaciones en la profundidad a la que se tomaron las muestras en la columna de agua, así como la metodología utilizada. Pero también, una de las razones principales a las que atribuimos esto, es que la estructura tridimensional de los BM genera resistencia en el agua, lo que atenúa la energía de las olas y disminuye el transporte de sedimentos, lo permite que los MPs se congreguen en estos lugares (Chen et al., 2023; Maldonado-Aguilar et al., 2023). Es posible que cuando los MPs llegan a estos sitios, no se sedimenten debido a que las láminas de las macroalgas tienen una gran área de superficie y contienen un mucílago pegajoso compuesto de polisacáridos (Schiel & Foster, 2015), que puede ayudar a atrapar las partículas suspendidas en la columna de agua (incluidos los MPs). Como algunos autores han sugerido, existe la posibilidad de que esto ocurra debido a que los polisacáridos secretados por las células en la superficie de las macroalgas, actúen como pegamento y atrapen las partículas en suspensión (Q. Li et al., 2022; Sfriso et al., 2021). Además, este proceso se ha relacionado con la forma y la pegajosidad de la superficie de la macroalga (Feng, Zhang, et al., 2020). De este modo, las macrofitas podrían servir como red o trampa para capturar MPs (Esiukova et al., 2021).

Con base en lo anterior, se propone que los BMs además de tener la capacidad de capturar MPs, pueden exportarlos a otros ambientes marinos, ya que los MPs pueden quedar atrapados en la superficie de las láminas de las macroalgas. Sin embargo, los BMs pueden desaparecer rápidamente debido a eventos térmicos, tormentas o un aumento en la población de herbívoros (Steneck et al., 2002). Aunque la macroalga *M. pyrifera* se adhiere a un sustrato con un disco de sujeción, este puede romperse y hacer que floten a la deriva en la superficie del océano. Hobday (2000) mencionó que una porción importante del BM se pierde en forma de macroalgas flotando a la deriva y que puede permanecer en la superficie del agua hasta por 100 días. Además, las láminas más antiguas en los detritus de macroalgas mantienen una exportación constante de material a otros ambientes marinos (Krause-Jensen & Duarte, 2016).

En cuanto a la circulación del agua en la BTS, está dominada por el Sistema de la Corriente de California, el estrés del viento y el forzamiento de las mareas (Mateos et al., 2009). En el interior de la bahía, Mateos & Marinone (2017) reportaron una circulación ciclónica media que recorre toda la bahía a una profundidad

de 5 m con corrientes menores a  $5 \text{ cm s}^{-1}$  (Figura S1). Además, Tanahara et al. (2021) señalaron que el agua vertida por las PTAR puede redistribuirse a lo largo de la BTS. En verano observaron que las corrientes costeras al norte del puerto de Ensenada fluyen hacia el noroeste, siguiendo la línea de costa hacia PSM, donde las corrientes cambian de dirección hacia el sur y salen de la bahía por la boca sur entre la ITS y PB. Esto podría explicar por qué la proporción de los polímeros sintéticos y semisintéticos que conformaron los MPs en los diferentes sitios de muestreo fueron relativamente similares entre ellos (Figura 16). El vertido de las PTAR es una de las principales vías por las que los MPs llegan al medio marino (Acharya et al., 2021), principalmente porque no están diseñadas para retener este tipo de partículas (Iyare et al., 2020). En la región de investigación, tres PTAR descargan directamente en la bahía (Figura 1), con concentraciones de MPs informadas por Ramírez-Álvarez et al. (2020), en el rango de 81 a  $1556 \text{ MPs m}^{-3}$ . Aunque las PTAR están relativamente alejadas de los BMs analizados, la circulación del agua en la bahía podría influir en la distribución de las partículas.

La depositación atmosférica puede ser otro factor que puede influir en la distribución de los MPs en los BM de la BTS, ya que puede transportar MPs a áreas distantes. Sin embargo, se desconocen en gran medida las fuentes primarias y secundarias exactas de MPs en el aire (Evangelidou et al., 2022). El flujo atmosférico es otro método en el que se produce el transporte de fibras MPs desde la tierra al océano (Y. Li et al., 2023). La ciudad de Ensenada se encuentra adyacente a BTS. Esta región esta domina este sistema la circulación de vientos sinópticos que soplan en dirección sureste paralelos a la costa (Mateos & Marinone, 2017), y durante el verano (época del muestreo), también está presente un sistema de circulación de brisa marina, y viento que predomina es de mar a tierra (Torres et al., 2006). Esto significa que el aporte de fibras de MPs vía aérea desde la ciudad de Ensenada a la TSB sería superado por el aporte de fibras MP provenientes de los vientos del sureste. Sin embargo, su contribución a la bahía aún no se ha determinado, esto sigue siendo una tarea importante por hacer en el futuro porque las fibras MP en el aire tienen una gama más amplia de fuentes y, con una mayor extensión, se vuelve más difícil de prevenir y regular (Y. Li et al., 2023).

#### **2.4.2 Posible origen de los MPs**

Los MPs están formados por una variedad de partículas con diferentes formas, colores, tamaños y composiciones químicas dadas según el propósito de su producción (Rebelein et al., 2021). El conocimiento de la composición química y la morfología de los MPs nos permite sugerir el origen probable de ellos, lo que ayuda a establecer las posibles fuentes y las vías de transporte. Existe una amplia gama de materiales elaborados a partir de fibras sintéticas, semisintéticas y no-sintéticas que utilizamos a diario, incluidos ropa, prendas de vestir, muebles y textiles de todo tipo para el hogar (Gago et al., 2018; Henry et al., 2019). El

término fibra sintética generalmente se refiere a las fibras que fueron sintetizadas químicamente por el hombre a partir de combustibles fósiles, las fibras semisintéticas es el término que se da a las que se producen de materiales como la celulosa regenerada y las fibras no-sintéticas (conocidas también como naturales) son la que se fabrican a partir de materiales naturales no sintetizados químicamente como el algodón o la lana pero que han sido tratadas por el hombre (por ejemplo los colorantes) (Barrows et al., 2018). Nuestros resultados mostraron que los MPs encontrados estuvieron compuestos principalmente por fibras sintéticas y semisintéticas de poliéster, acrílico y rayón. Además, descubrimos una alta presencia de fibras no-sintéticas, principalmente algodón y celulosa. Lo anterior concuerda con algunos autores que consideran que los MPs en forma de fibras, son los que más contribuyen a la contaminación por MPs en el ambiente (Acharya et al., 2021; Barrows et al., 2018; Gago et al., 2018; Henry et al., 2019; Rebelein et al., 2021).

Una de las mayores fuentes conocidas de fibras de MPs es la industria textil. Se estima que contribuye a la contaminación con estas partículas durante la creación de los tejidos, pero también durante el posterior lavado doméstico de las prendas (Y. Li et al., 2023; Royer et al., 2023). Muchas fibras (sintéticas, semisintéticas y no-sintéticas) se liberan durante el proceso de lavado de textiles domésticos e industriales. En consecuencia, se considera que estas fibras pueden ser una de las principales fuentes de contaminación de MPs en el ambiente (Sudheshna et al., 2022). Es importante resaltar que el número de fibras de MPs fue mayor que el de MPs con otra morfología. Y que aún se desconocen los riesgos que la biodisponibilidad de este tipo de MPs puedan representar para el ecosistema marino. Rebelein et al. (2021) mencionan que las fibras MPs pueden tener una variedad de efectos negativos en los organismos ya que por su forma alargada tienen la capacidad de enredarse. Por lo que existe incertidumbre sobre si estas partículas pueden tener un mayor impacto que los MPs con otras morfologías. Según Y. Li et al. (2023), las fibras de MPs impactan negativamente en el proceso de digestión, la reproducción, el desarrollo y la estructura gastrointestinal en organismos de nivel trófico bajo, pero aún no hay evidencia suficiente para indicar su impacto en organismos de nivel trófico superior. Sin embargo, las fibras MPs se reintegran irreversiblemente a la red trófica una vez que se liberan al medio ambiente en las heces de estos organismos.

Se considera que las actividades acuícolas son otra de las actividades que pueden contribuir a la contaminación por MPs en ambientes marinos (Lin et al., 2022). Sin embargo, de acuerdo con nuestros resultados, las actividades acuícolas desarrolladas en la BTS aparentemente no son uno de los principales focos de contaminación por MPs en los BMs analizados. En la bahía se realizan actividades de acuicultura de moluscos bivalvos y peces. Existe un estudio previo en la bahía, donde se reporta que el PE y el PP son los materiales principales utilizados en las artes de cultivo de ostión (Lozano-Hernández et al., 2021). Aunque encontramos este tipo de polímeros, fue en cantidades muy bajas ( $\approx 8\%$ ). Esto concuerda con algunas estimaciones, donde se calcula que entre el 80%-90% de los MPs son de origen terrestre (Gallo et

al., 2018), y solo una pequeña proporción de alrededor del 20% son generados por actividades como la acuicultura y pesca (GESAMP, 2016).

### **2.4.3 Transferencia trófica de MPs**

En este estudio, examinamos la concentración de MPs desde los productores primarios hasta los depredadores, incluyendo el detritus. Por el alcance del análisis, no fue posible determinar la biomagnificación de las MPs en los niveles tróficos, pero no encontramos evidencia que respalde este proceso. Algunos estudios han demostrado la transferencia trófica de MPs entre organismos en diferentes niveles de la red alimentaria. Hasegawa & Nakaoka (2021) reportaron la transferencia de MPs de PE desde misidáceos (*Neomysis spp.*) a peces (*Myoxocephalus brandti*) y Costa et al. (2020) lo comprobaron del copépodo (*Tigriopus fulvas*) a la medusa (*Aurelia spp.*). Nuestros resultados indican una aparente bioconcentración de MPs y debido a la similitud de los polímeros descubiertos entre los organismos, existe la posibilidad de que estas partículas fueran transferidas por toda la red trófica analizada.

En la actualidad, los estudios que identifiquen la presencia de MPs en organismos autótrofos son escasos porque se han centrado principalmente en organismos heterótrofos (Q. Li et al., 2022). En nuestros resultados las concentraciones más altas de MPs se encontraron en las láminas de *M. pyrifera*, que son consideradas base de la red trófica en los BMs. Gutow et al. (2016) demostraron la asimilación de MPs de PS y PC por el gasterópodo (*Littorina littorea*) del alga marina (*Fucus vesiculosus*). Los hallazgos antes mencionados nos permiten sugerir que las láminas de las macroalgas pueden ser un vector importante de MPs hacia niveles más altos en la cadena trófica porque son el alimento de una amplia gama de consumidores primarios compuestos por organismos herbívoros o de pastoreo y detritívoros, entre los que se encuentra el erizo de mar morado. Se ha sugerido que los MPs pueden transferirse a lo largo de la red alimentaria y que los depredadores tope pueden acumularlos (Baechler et al., (2020). Por lo cual, se considera que los organismos de niveles superiores tienen un mayor riesgo de acumulación de MPs en comparación con los de niveles inferiores, principalmente porque tienen una mayor demanda de alimentos (Huang et al., 2021).

El alimento favorito del erizo de mar morado es la macroalga *M. pyrifera* y cuando el manto es abundante, se alimenta principalmente de detritus de macroalgas a la deriva. Sin embargo, se le considera un consumidor herbívoro agresivo, que puede consumir cualquier sección de la macroalga (Beas-Luna, 2005). Las láminas del detritus de macroalgas a la deriva tuvieron la mayor concentración de MPs por lo que representan el mayor riesgo para los organismos bentónicos, incluidas especies de interés comercial como

el abulón rojo (*Haliotis rufescens*), el pepino de mar (*Parastichopus parvimensis*) y el caracol (*Megastraea undosa*). Es importante centrar el esfuerzo en la evaluación del impacto de la presencia de MPs en los organismos autótrofos porque son la base de la red trófica y, como productores primarios, proporcionan energía y sustentan los niveles tróficos más altos, y cualquier impacto negativo que reciben pueden tener graves repercusiones en todo el ecosistema (Gao et al., 2021).

En el caso de la contaminación de MPs en peces, se ha sugerido que la adquisición por transferencia trófica es una de las principales vías por las que se adquieren MPs. Los estudios sugieren que es más probable que las MPs se adquirieran alimentándose de presas contaminadas que del entorno circundante (Hasegawa & Nakaoka, 2021). Los resultados anteriores concuerdan con W. Li et al. (2022), quienes informan que las MPs se acumulan mayormente en el esófago, el estómago y el tracto intestinal de *Coryphaena hippurus* en comparación con las branquias y los músculos. Esto podría estar asociado con el hecho de que los MPs son transferidos directamente desde las presas del nivel trófico inferior y no desde el ambiente que rodea al pez, como observaron Cabanilles et al. (2022), donde los MP encontrados en el TGI de *Merluccius merluccius* eran muy similares a los encontrados en sus presas, a diferencia de los encontrados en las branquias. Esto nos permite proponer que los MPs encontrados en el pez vieja de California fueron adquiridos parcialmente durante el proceso de alimentación. Es importante mencionar que se considera que esta especie de pez es mediadora de la población de *S. purpuratus* (Carr & Reed, 2016), por lo que el consumo de estos erizos de mar podría contribuir a la transferencia de MPs a organismos con niveles tróficos más altos como el pez vieja de California.

## Capítulo 3. PBDEs en los bosques de macroalgas

---

### 3.1 Introducción

Debido a las características lipofílicas de los PBDEs estos compuestos pueden bioacumularse y biomagnificarse a lo largo de la cadena trófica en los organismos marinos, por lo que en los niveles tróficos superiores la concentración de PBDEs es mayor (Corsolini et al., 2017; Nakajima et al., 2022). Detectar y analizar los niveles de concentración y distribución geográfica de estos compuestos es muy importante, ya que sirve como base para dar forma a políticas y regulaciones que reduzcan o prevengan la entrada y exposición a estos contaminantes (Zhihua et al., 2018). En este capítulo se evalúa la presencia y concentración de PBDEs en la cadena trófica de los BMs, con el fin del comprender los niveles de concentración y dispersión de estos contaminantes en estos ecosistemas. Se espera proporcionar evidencia que ayude a evaluar los riesgos ambientales y de salud para los organismos marinos, así como establecer una línea base para diseñar políticas efectivas para la regulación de estos compuestos.

### 3.2 Materiales y métodos

#### 3.2.1 Muestreo

El método para la obtención de las muestras de agua, sedimentos, detritus de macroalgas y organismos fue similar al reportado en la sección 2.2.1, pero con algunas modificaciones. Para las muestras de PBDEs en agua, se colectaron por duplicado  $\approx 4$  L de agua del fondo ( $n = 2$ ) tomados en la base del BMs en cada sitio de muestreo con botellas de vidrio ámbar limpias y fueron tomadas por buzos que utilizaron SCUBA. Asimismo, siguiendo la metodología de la toma de las muestras de MPs en sedimentos, se utilizaron dos latas de metal con las mismas características ( $n = 2$ ) para los sedimentos de las muestras de PBDEs.

Además, en cada sitio se tomaron 20 láminas de detritus de *Macrocystis pyrifera* a la deriva. También se recolectaron 20 láminas de *Macrocystis pyrifera* de profundidad media. De igual forma, las láminas se reservaron individualmente en sobres de aluminio que se mantuvieron congelados a  $-4$  °C para su posterior análisis. Se utilizaron los mismos 20 individuos de erizo de mar morado (*Strongylocentrotus purpuratus*;  $n = 20$ ) y los 19 de pez vieja de California (*Semicossyphus pulcher*;  $n = 19$ ) que se colectaron para el análisis de MPs.

### 3.2.2 Controles de calidad y garantía de calidad

Los solventes utilizados para el análisis fueron metanol (Fisher Chemical, grado HPLC), acetona (Fisher Chemical, grado HPLC), diclorometano (Fisher Chemical, grado pesticida) y hexano (Fisher Chemical, grado pesticida). El gel de sílice (Sigma-Aldrich, malla 60–200), alúmina (Sigma-Aldrich, malla ~150), arena (Sigma-Aldrich) y Florisil™ (Fisher Chemical, malla 60–200) usados durante el análisis se activaron durante 4 h a 400 °C. Todos los matraces, vasos de precipitado y filtros de microfibra de vidrio se quemaron en la mufla a 450 °C durante 4 h. El material que no pudo quemarse en la mufla, como botellas ámbar, latas de metal, herramientas de disección, espátulas y pipetas, se limpió tres veces en serie con metanol, acetona y diclorometano. Para los análisis se utilizó como estándar interno el FBDE-4001S (AccuStandard), como estándar surrogado al FBDE-6001S (AccuStandard) y como estándar de referencia la mezcla de congéneres PBDE M-1614-CSM (contiene los congéneres de BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154, BDE-183 y BDE-209) (AccuStandard). Además, los materiales de referencia certificados fueron el SRM 1947-Lake Michigan de tejido de pescado (NIST) y el SRM 1944 de sedimentos de vías navegables de Nueva York/Nueva Jersey (NIST).

También se aplicó un blanco de procedimiento (celdas de extracción llenas sin muestra) con cada lote de tipo de muestra. Además de lo anterior, utilizamos el material de referencia SRM 1947 (para muestras de organismos), SRM 1944 (para muestras de sedimentos) y muestras fortificadas con M-1614-CSM (para muestras de agua) como controles de calidad en cada lote. Como método de cuantificación se utilizó el método del estándar interno. Para la curva de calibración se utilizaron ocho puntos con concentraciones de 0.5 ng n<sup>-1</sup>, 1 ng n<sup>-1</sup>, 2.5 ng n<sup>-1</sup>, 5 ng n<sup>-1</sup>, 10 ng n<sup>-1</sup>, 25 ng n<sup>-1</sup>, 50 ng n<sup>-1</sup> y 100 ng n<sup>-1</sup> (las concentraciones utilizadas para el congénere del BDE-209, fueron diez veces mayores que las mencionadas anteriormente) y un ajuste cuadrático. Los iones de cuantificación y confirmación, así como los tiempos de retención de los ocho compuestos analizados se indican en el Anexo en la Tabla S15.

El límite de detección (LD) se determinó inyectando siete veces una solución de baja concentración de los analitos objetivo. Se calculó como tres veces la desviación estándar y se expresó en ng g<sup>-1</sup>. Los blancos de procedimiento, la recuperación (%) y el LD de las muestras se muestran en el Anexo, Tablas S9, S10, S11, S12, S13 y S14, para agua, sedimentos, detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces, respectivamente. Los resultados de PBDEs no se corrigieron para las recuperaciones obtenidas o por la concentración de los analitos encontrados en los blancos de procedimiento.

### **3.2.3 Extracción y purificación de las muestras**

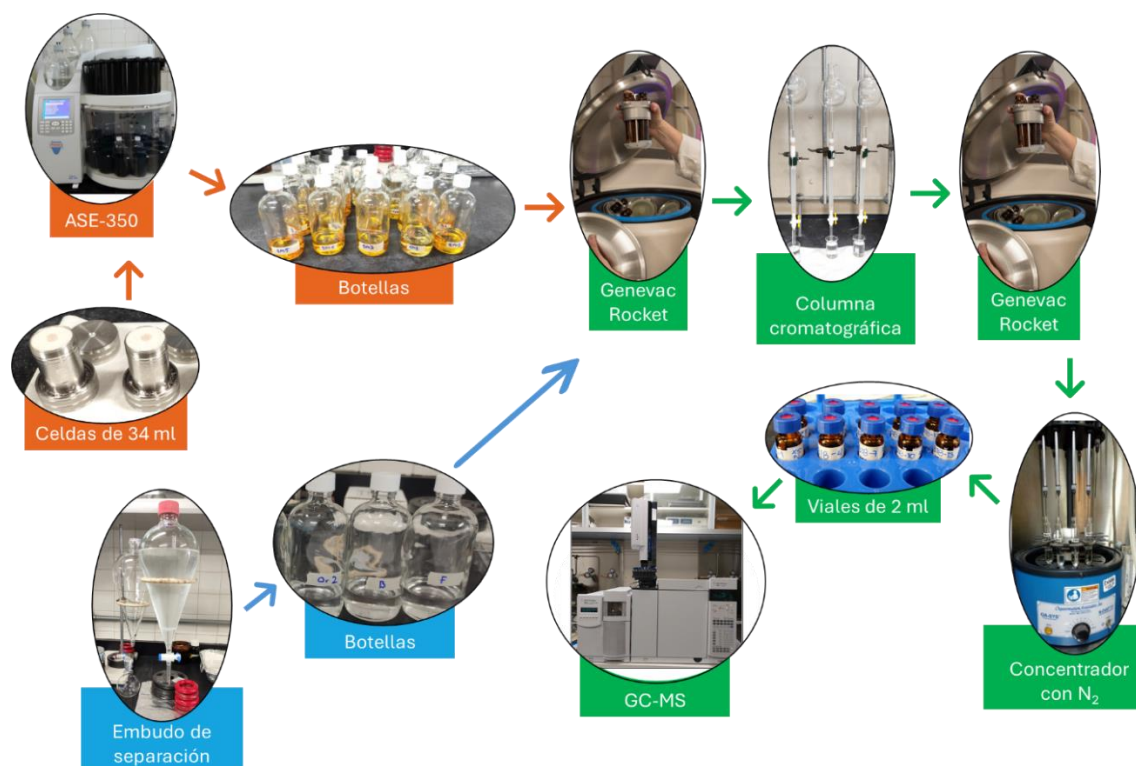
#### **3.2.3.1 Agua**

La extracción se realizó utilizando la metodología propuesta por Olutona et al. (2017) con algunas modificaciones menores. Se añadió un volumen de 1800 mL de agua por muestra a un embudo de separación con capacidad de 2000 mL. Posteriormente, se añadió el estándar surrogado (FBDE-6001S, AccuStandard), después se agregaron 60 ml de diclorometano (DCM), se agitó el embudo manualmente y luego se desgasificó. El embudo se colocó en un agitador a 240 RPM por 6 min y al finalizar el ciclo se dejó reposar aproximadamente 15 minutos para separar las fases y finalmente la porción orgánica se colectó en un matraz de 250 mL con Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> anhidro que se añadió para eliminar restos de agua. Este procedimiento se repitió dos veces más. Después de la extracción, las muestras se concentraron a aproximadamente 1 mL en un evaporador Genevac Rocket. Posteriormente el extracto concentrado se limpió mediante cromatografía líquida de absorción con resinas desactivadas al 3% y solventes grado pesticida. Las muestras se limpiaron utilizando columnas de vidrio (1 cm de diámetro interior, 30 cm de longitud) con el método de empaquetamiento en líquido. Las columnas se rellenaron de abajo hacia arriba con una capa de fibra de vidrio, 1 cm de arena, 12 cm de gel de sílice (sumergido en hexano), 6 cm de alúmina (sumergido en hexano) y 1 cm de arena. Las columnas se acondicionaron con 10 mL de hexano y los volúmenes de elución fueron 45 mL de hexano/DCM (70:30 v/v) y 45 mL de hexano/DCM (60:40 v/v). Luego del proceso de limpieza, el extracto se concentró a ≈1 ml en un evaporador Genevac Rocket y finalmente se llevó a 0.1 mL con un flujo lento de N<sub>2</sub> (g). Antes del análisis por GC, el volumen se ajustó a 1 mL con hexano y se añadió el estándar interno (FBDE-4001S, AccuStandard).

#### **3.2.3.2 Sedimento, detritus y organismos**

Para hacer la extracción de las muestras, se utilizó un extractor acelerado con solventes (Thermo DIONEX ASE 350, Dionex, EE. UU.) equipado con celdas de acero inoxidable de 34 mL siguiendo la metodología propuesta por Ángel-Moreno Briones et al. (2022) con algunas modificaciones. Para las muestras de sedimento, se colocó un filtro de microfibra de vidrio en el fondo de la celda, seguido de 11,5 g de gel de sílice, 5,5 g de alúmina y una fina capa de arena. Después, se homogeneizaron ≈3 g de sedimento (previamente secado en estufa a 40°C) con 0.5 g de tierra de diatomeas y se introdujeron en la celda. Finalmente, el espacio vacío de la celda se llenó con arena y se añadió el estándar surrogado (FBDE-6001S, AccuStandard).

Para los detritus de macroalgas, las macroalgas, erizos de mar y peces, la celda de extracción se empaquetó de la siguiente manera: el filtro de microfibra de vidrio, 11 g de alúmina, 5 g de gel de sílice y una capa de arena. Se prepararon muestras compuestas de cuatro organismos, que se homogeneizaron utilizando un homogeneizador de titanio. Para los detritus de macroalgas y las macroalgas, se utilizaron las láminas completas. En los erizos de mar sólo se analizaron las gónadas que habían sido previamente separadas y para los peces se utilizó una porción del filete sin piel (para los peces, el número de muestras recolectadas fue de 19 organismos, por lo que fue necesario que una de las muestras compuestas fuera la mezcla de solo 3 filetes). Posteriormente, se agregaron a la celda  $\approx 3$  g de la muestra previamente homogeneizada con 0.5 g de tierra de diatomeas y 0.5 g de polímero absorbente de humedad Dionex™ ASE™ Prep MAP como desecante. El espacio vacío de la celda se llenó con arena y se añadió el estándar surrogado (FBDE-6001S, AccuStandard). Las muestras se colectaron en botellas de vidrio de 250 mL en las que se insertaron bolas de alambre de cobre activado previamente (HCl 50%) para eliminar la interferencia del azufre elemental. El ASE 350 fue programado siguiendo los parámetros propuestos por McGrath et al. (2016) con algunas modificaciones, se utilizó DCM como solvente de extracción y el tiempo de purga se extendió a 180 s. El proceso de limpieza fue el mismo utilizado para el análisis de las muestras de agua. Sin embargo, durante el relleno de las columnas de vidrio para la limpieza del extracto se agregaron 3 cm de Florisil (sumergido en hexano) después de la capa de alúmina.



**Figura 15.** Diagrama de la extracción, purificación y análisis de las muestras para PBDEs.

### **3.2.4 Determinación del contenido de lípidos**

El contenido de lípidos en las muestras de organismos y detritus de macroalgas se determinó gravimétricamente como lo describen Ángel-Moreno Briones et al. (2022). La extracción se realizó en un extractor acelerado con solventes (Thermo DIONEX ASE 350, Dionex, EE. UU.) equipado con celdas de extracción de acero inoxidable de 22 ml y utilizando  $\approx 1$  g de muestra homogeneizada.

### **3.2.5 Análisis instrumental**

Para el análisis se utilizó un cromatógrafo de gases Agilent 7890A GC (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, EE. UU.) acoplado a un espectrómetro de masas Agilent 5975C (Agilent Technologies) operado en modo NCI y equipado con un muestreador automático Agilent 7693A (Agilent Technologies). La columna colocada en el GC fue una Agilent DB-XLB (15 m x 0.250 mm de diámetro exterior x 0.10  $\mu\text{m}$  de diámetro interno) y se utilizó helio como gas portador. Las condiciones de análisis se basaron en Dodder et al. (2012) con algunas modificaciones. Se empleó un volumen de inyección de muestra de 2  $\mu\text{L}$  en modo splitless a 250 °C. Las condiciones de temperatura en el GC se mantuvieron a 80 °C durante 0.5 min, aumentaron a 12 °C/min hasta 250 °C y se mantuvieron durante 0.5 min, luego aumentaron a 20 °C/min hasta 330 °C y se mantuvieron durante 3.5 min. La ionización se realizó utilizando metano como gas reactivo. Finalmente, la fuente de iones y el cuadrupolo se fijaron a 150 °C.

### **3.2.6 Análisis de datos**

Los valores de la concentración de PBDEs en detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar, peces se estandarizaron mediante transformación logarítmica ( $\log x + 1$ ) antes de realizar el análisis estadístico. Todos los datos por debajo del límite de detección (BLD) se sustituyeron por  $LD/\sqrt{2}$  con fines de análisis estadístico (Croghan & Egeghy, 2003). Para determinar las variaciones en la concentración de PBDEs entre los sitios de muestra, se utilizó una ANOVA de una vía o se realizó una prueba H de Kruskal-Wallis cuando los datos no fueron paramétricos. Se llevó a cabo una prueba post hoc de Tukey para determinar diferencias en la concentración entre las macroalgas de diferentes sitios, pero a la misma profundidad y en detritus de macroalgas de diferentes sitios. Para identificar diferencias anuales, se realizó la prueba t-Student o la prueba de Mann-Whitney cuando los datos fueron no paramétricos. Todas las pruebas se realizaron con un nivel de significancia de  $\alpha = 0.05$ . El análisis se realizó utilizando el software SigmaPlot (v. 12.5). Los datos se

expresaron como media  $\pm$  desviación estándar (DE). La concentración de PBDEs en el agua se presenta como  $\text{ng L}^{-1}$  y para los organismos como  $\text{ng g}^{-1}$  ww.

### **3.3 Resultados**

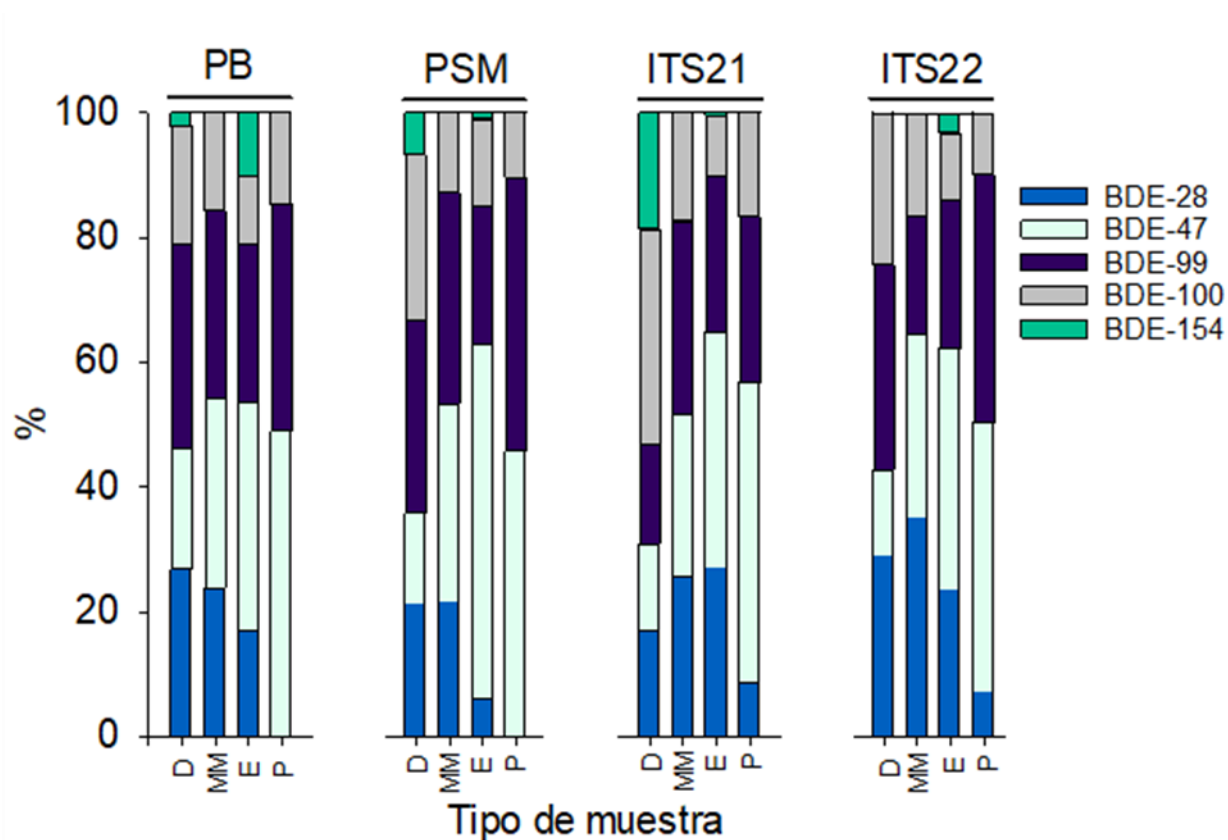
#### **3.3.1 Concentración de PBDEs**

##### **3.3.1.1 Agua y sedimento**

En las muestras de agua sólo se encontraron los congéneres de BDE-28, BDE-47 y BDE-99; el resto de los congéneres (BDE-100, BDE-154, BDE-153, BDE-183 y BDE-209) no se encontraron. El promedio del porcentaje de recuperación del estándar surrogado en muestras de agua fue de  $93.8 \pm 11.6$  %. La concentración media más alta ( $n = 2$ ) de  $\Sigma_3$ PBDE se encontró en PSM con  $1.93 \text{ ng L}^{-1}$ . En los sedimentos, solo en PB ( $n = 2$ ) fue el sitio en donde se encontraron PBDEs con  $0.21 \text{ ng g}^{-1}$  de peso seco (dw) y fueron los congéneres de BDE-28, BDE-47, BDE-99 y BDE-100. El promedio del porcentaje de recuperación del estándar surrogado fue de  $99.1 \pm 5.7$  %. El Anexo (Tabla S9 y S10) incluye las concentraciones individuales de PBDEs, porcentajes de recuperación y blancos de procedimiento de las muestras analizadas de agua y sedimentos, respectivamente.

##### **3.3.1.2 Cadena trófica**

Se encontraron PBDEs en los cuatro niveles tróficos analizados en los tres sitios de muestreo y en los dos períodos de muestreo. Sin embargo, no encontramos el BDE-153 ni el BDE-209 en las muestras. Además, el BDE-183 se encontró sólo en el detritus de macroalgas, pero por debajo del límite de detección (BLD). Por lo tanto, las concentraciones mostradas a continuación solo consideran los congéneres del BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100 y BDE-154. Los congéneres más abundantes de BDEs fueron el BDE-47 (35 %), el BDE-99 (27.3 %), el BDE-28 (18.2 %), el BDE-100 (15.7 %) y el BDE-153 (3.8 %). La Figura 16 muestra la composición porcentual de cada uno de los congéneres en cada tipo de muestra analizada. El porcentaje medio de recuperación para el estándar surrogado fue de  $83.8 \pm 8.2$  %,  $78.1 \pm 5.0$  %,  $122.4 \pm 14.5$  % y  $106.9 \pm 6.1$  % para el detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces, respectivamente.

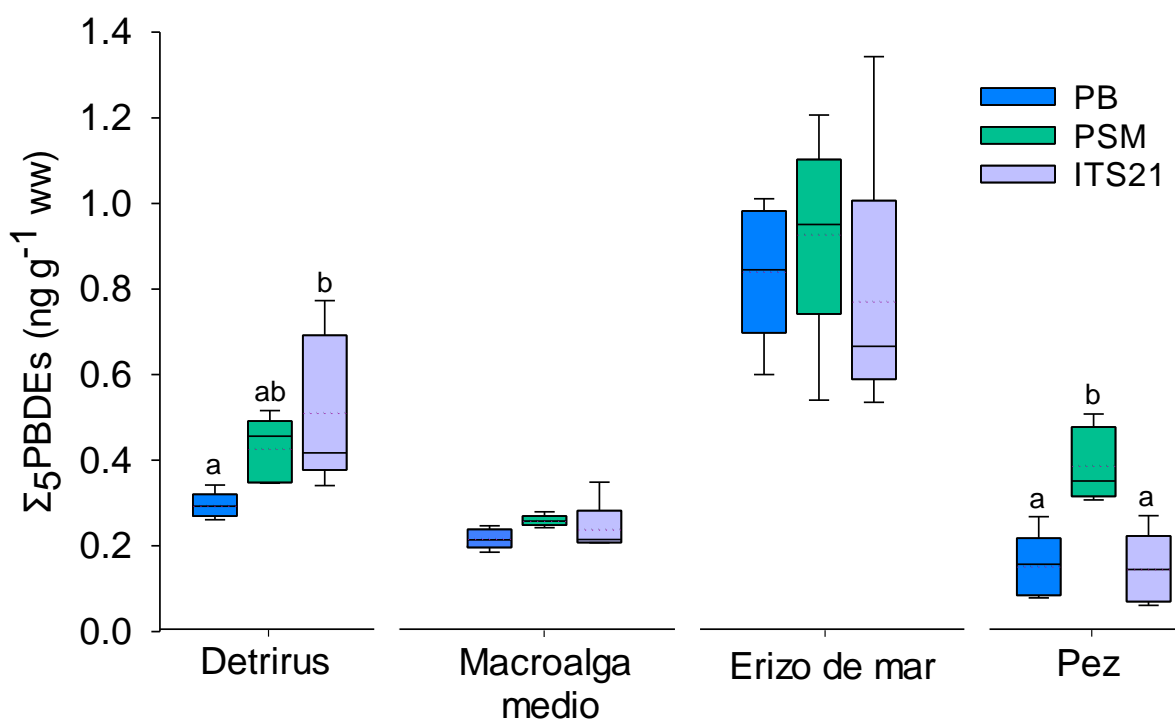


**Figura 16.** Proporción de congéneres de BDEs encontrados en las muestras de detritus de macroalgas (D), macroalgas de media profundidad (MM), erizos de mar (E) y peces (P) en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla Todos Santos (ITS21), y segundo tiempo de muestreo de la Isla de Todos Santos (ITS22).

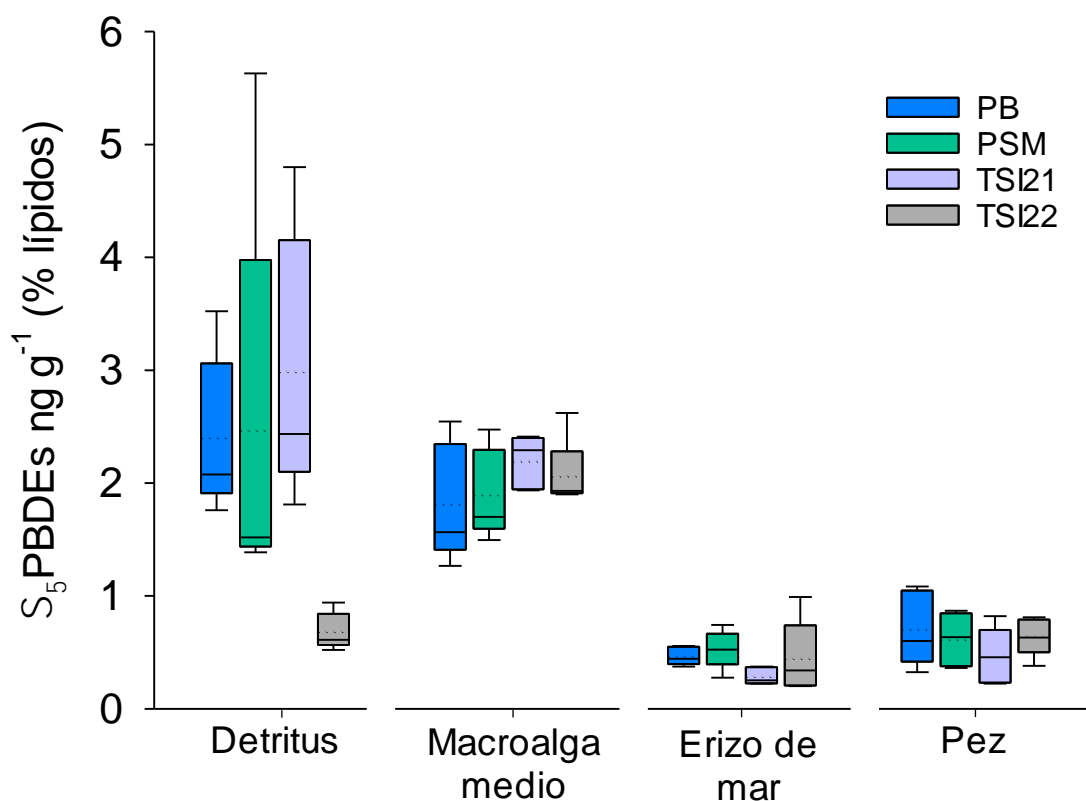
En los detritus de macroalgas, la concentración promedio más alta ( $n = 5$ ) de  $\Sigma_5$ PBDE se encontró en TSI21 con  $0.51 \pm 0.18 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$ . En las macroalgas, erizos de mar y peces, la concentración promedio más alta de  $\Sigma_5$ PBDE se observó en PSM con  $0.26 \pm 0.01 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$ ,  $0.93 \pm 0.24 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$  y  $0.39 \pm 0.09 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$ , respectivamente. Encontramos diferencias estadísticas en la concentración de  $\Sigma_5$ PBDE solo en el detritus de macroalgas (ITS21 fue diferente de PB) y en los peces (todos los sitios de muestreo fueron diferentes entre sí). Todas las comparaciones estadísticas y sus resultados se muestran en la Tabla 5. En la Figura 17 se indica la concentración de  $\Sigma_5$ PBDE en cada muestra analizada y en cada sitio de muestreo. Mientras que en la figura 18 se muestra la concentración de  $\Sigma_5$ PBDE normalizada por el porcentaje de lípidos de cada muestra. El Anexo (Tabla S11, S12, S13 y S14) muestra las concentraciones de los diversos congéneres de BDEs encontrados, así como el porcentaje de lípidos, los porcentajes de recuperación y los blancos de procedimiento de las muestras examinadas.

**Tabla 5.** Análisis estadístico realizado para las concentraciones de PBDEs. Las diferencias significativas se indican en negrita.

Tipo de muestra	n	Prueba	Estadístico	Significancia	Pos-hoc	Significancia
Detritus de macroalga	5	ANOVA	F = 4.699	<b>P = 0.031</b>	Tukey	<b>P &lt; 0.050</b>
Macroalga	5	Kruskal-Wallis	H = 5.660	P = 0.059	-	-
Erizo de mar	5	ANOVA	F = 0.487	P = 0.626	-	-
Pez	5	ANOVA	F = 8.454	<b>P = 0.005</b>	Tukey	<b>P &lt; 0.050</b>



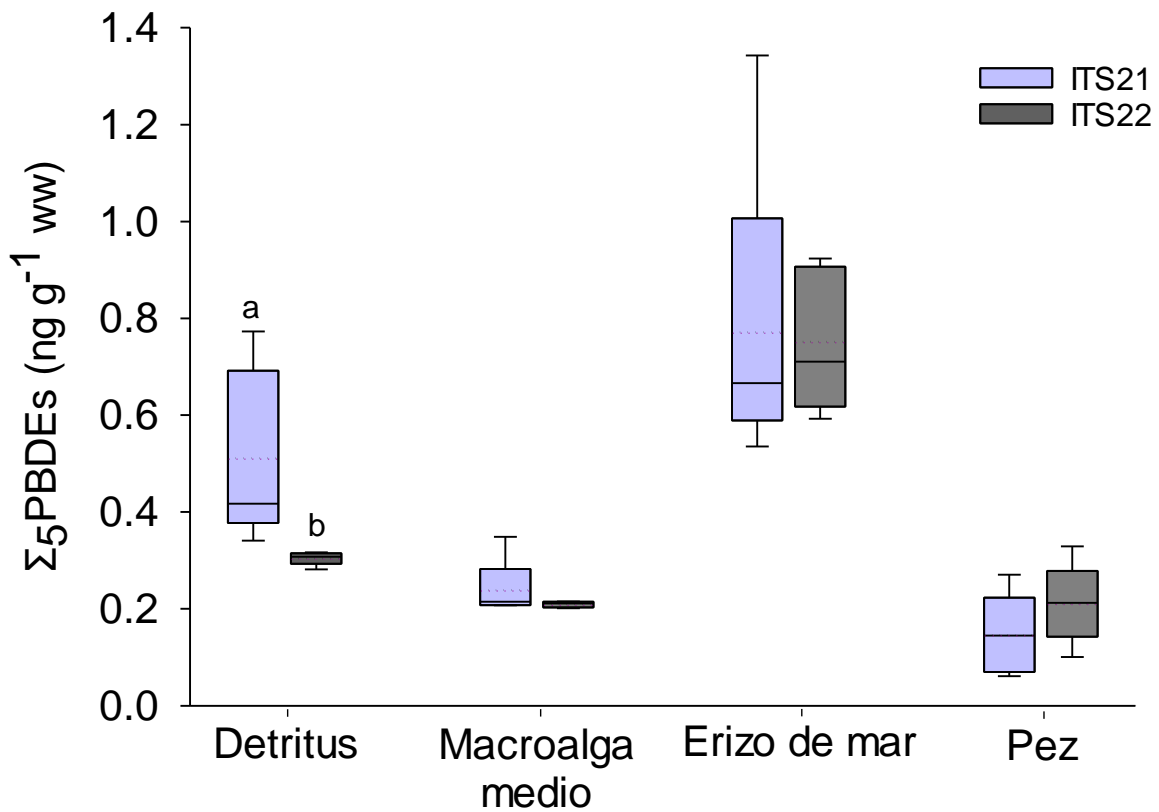
**Figura 17.** Concentración de  $\Sigma_5$ PBDE  $\text{ng g}^{-1}$  ww encontrada en detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces en cada sitio de muestreo. Las diferencias estadísticas en las concentraciones entre muestras se indican con letras. La línea en el cuadro representa el valor mediano, la línea de puntos indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos.



**Figura 18.** Concentración de  $\Sigma_5$ PBDE  $\text{ng g}^{-1}$  ww normalizada por el porcentaje de lípidos encontrada en detritus de macroalgas, macroalgas, erizos de mar y peces en cada sitio de muestreo. La línea en el cuadro representa el valor mediano, la línea de puntos indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos.

### 3.3.1.3 Variación de la concentración de PBDEs en la ITS

Evaluamos la variación durante dos periodos de muestreo de la concentración de PBDEs entre ITS21 y ITS22. Nuestros resultados mostraron la presencia del BDE-28, BDE-47 y BDE-99 en agua, pero con concentraciones BLD. En los sedimentos no detectó ningún congénere del BDE. Para el caso del detritus de macroalgas y los organismos, la Figura 19 muestra la concentración de  $\Sigma_5$ PBDE en cada muestra examinada en ITS22. Estadísticamente solo se encontraron diferencias significativas entre la concentración de  $\Sigma_5$ PBDE en el detritus de macroalgas con los valores de concentración más altos en ITS21 (Tabla 6).



**Figura 19.** Concentración de  $\Sigma_5$ PBDE ng g<sup>-1</sup> ww encontrada en detritos de algas marinas, algas marinas, erizos de mar y peces en cada tiempo de muestreo. Las diferencias estadísticas en las concentraciones entre muestras se indican con letras. La línea en el cuadro representa el valor mediano, la línea de puntos indica la media, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y • indica valores atípicos.

**Tabla 6.** Análisis estadístico realizado para las concentraciones de PBDEs. Las diferencias significativas se indican en negrita.

Muestra	n	Prueba	Estadístico	Significancia
Detritus de macroalga	5	t-Student	t = 2.593	P = 0.0319
Macroalga	5	Mann-Whitney	U = 7.000	P = 0.310
Erizo de mar	5	t-Student	t = -0.0816	P = 0.937
Pez	5	t-Student	t = -1.231	P = 0.253

## 3.4 Discusiones

### 3.4.1 Origen de los PBDEs en los bosques de macroalgas

Se considera que los ecosistemas marinos son el destino final de muchos contaminantes, entre los que se encuentran los PBDEs, a pesar de que en la actualidad la producción y el uso de estos compuestos está prohibido o restringido a algunos sectores específicos de la industria (R. Cheng et al., 2024; Madgett et al., 2022). En la BTS Macías-Zamora et al. (2016), estimaron que las descargas de aguas residuales por las PTAR son la principal vía de entrada de PBDEs, seguido por las escorrentías que pueden ocurrir durante la temporada de lluvias (invierno) y por último la depositación atmosférica. Si se considera lo anterior, el sitio de PSM podría ser el más impactado por la presencia de PBDEs, ya que es posible que la circulación del agua en la bahía (ciclónica), haga que este sitio tenga mayor impacto del efluente de las aguas residuales de la PTAR de El Sauzal y de las actividades realizadas en el Puerto de El Sauzal (Figura 1). Además, está ubicado cerca de la costa y de la descarga del arroyo San Miguel, a diferencia de ITS y PB que son sitios que no tienen PTAR cercanas, ni aporte de agua por escorrentías. Sin embargo, no hubo grandes diferencias en cuanto a la concentración y composición de los congéneres de BDEs encontrados entre los sitios de muestreo.

### 3.4.2 PBDEs en la cadena trófica de los bosques de macroalgas

Hay pocos estudios en los que se examinen los PBDEs presentes en macroalgas. Uno de ellos se realizó en el estuario del río Duero (Portugal), donde se informó de la presencia del BDE-28, BDE-47 y BDE-99 en el alga *Ulva* sp. y *Fucus* sp. pero con concentraciones por debajo del límite de cuantificación (BLC) (Menezes-Sousa et al., 2021). En el Mar de Salish (EE. UU. y CA), los principales congéneres de PBDEs identificados para *Fucus distichus* y *Fucus spiralis* fueron BDE-28, BDE-47, BDE-49, BDE-66, BDE-85, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154 y BDE-183, pero igualmente al anterior con valores BLC. Solo encontraron el BDE-47 y BDE-99 por encima de estos valores, con una concentración de la suma de estos dos compuestos de  $5.26 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$  (Hahn et al., 2022). En otra investigación, Sun et al. (2020) informaron la concentración promedio de  $\Sigma_4\text{PBDE}$  (BDE-28, BDE-47, BDE-99 y BDE-100) de  $3.0 \pm 1.8 \text{ ng g}^{-1}$  de peso lipídico (lw) y  $1.5 \pm 1.7 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  para *Fucus distichus* y *Palmaria decipiens*, respectivamente. En estos organismos, el congénere BDE-47 fue el compuesto más abundante en la mayoría de las muestras: el 52% se encontró en el Ártico y el 39% en la Antártida. Nuestros resultados en concentración son comparables únicamente con este último estudio (ya que la concentración de PBDEs se reporta normalizada al contenido

de lípidos de las macroalgas) y los valores encontrados son similares con concentraciones entre  $1.81 \pm 0.52$  y  $2.1 \pm 0.23$  ng g<sup>-1</sup> lw.

En el caso de los erizos de mar, sólo se encontraron dos estudios en los que se reporta la presencia de PBDEs. Uno de ellos es de Rocha et al. (2018), donde reportaron concentraciones de  $\Sigma_8$ PBDE (BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154, BDE-183 y BDE-209) de 2.76 a 17.41 ng g<sup>-1</sup> lw en *Paracentrotus lividus* de Portugal. Para la misma especie, Mekni et al. (2019) informaron concentraciones de  $\Sigma_5$ PBDEs (BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100 y BDE-209) 3.67 a 56.9 ng g<sup>-1</sup> lw en Túnez. Al comparar estos estudios con nuestros resultados, encontramos que los erizos de mar de los tres BMs en BTS tienen concentraciones más bajas de  $\Sigma_5$ PBDEs ( $0.29 \pm 0.08$  a  $0.53 \pm 0.17$  ng g<sup>-1</sup> lw). Es importante recalcar que no existen más estudios con lo que sea posible contrastar nuestros resultados y hasta donde sabemos este es el primer estudio donde se reporta la presencia de PBDEs en el erizo de mar morado *Strongylocentrotus purpuratus*.

### 3.4.3 Congéneres de PBDEs y los riesgos asociados en la cadena trófica

De acuerdo con Cruz et al. (2015), el BDE-47 es de los congéneres más comunes observados en organismos marinos, posiblemente por su alta capacidad de bioacumulación, gestión inadecuada de los residuos o por estar todavía presente en productos derivados de materiales reciclados. En general, esto también sucede con los congéneres con bajo nivel de bromación (menos de cinco átomos de Br en su estructura). Se considera que los congéneres de BDEs con bajo nivel de bromación son los más tóxicos para los organismos marinos. Uno de los principales factores a los que se atribuye lo anterior y por cual no se encuentran congéneres con mayor grado de bromación, es que estos son de un tamaño molecular mayor, lo que dificulta el paso por difusión a través de la membrana celular (Lv et al., 2020). Sin embargo, otro de los factores puede ser que los congéneres como el BDE-209 tengan un proceso de desbromación y den lugar a otros congéneres con menor número de átomos de bromo en su estructura, tales como el BDE-153 y el BDE-47 (M. Zhang et al., 2024).

Las Guías Federales de Calidad Ambiental de Canadá (FEQG por sus siglas en inglés) y los Estándares de Calidad Ambiental de la Unión Europea (EQS por sus siglas en inglés), son regulaciones que establecen la concentración máxima de PBDEs, a la cual se espera que no ocurran efectos adversos en la salud de los organismos marinos, específicamente en peces. Las FEQG indican la concentración para cinco congéneres individuales de BDEs (BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100 y BDE-153) (Canada & Environment Canada, 2013). Al comparar nuestros resultados de la concentración de PBDEs en peces (congéneres de BDE-28,

BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 y BDE-154) con los valores establecidos en las FEQG (Tabla 7), se observa que los valores se encuentran por debajo de dos órdenes de magnitud para el BDE-99 y BDE-100, mientras que es cinco ordenes de magnitud menor para el BDE-28. Por lo tanto, con base a lo establecido por las FEQG no se estimaría que los peces evaluados en nuestro estudio se encuentren en riesgo importante. Sin embargo, las EQS establecen una concentración más conservadora. Estos estándares plantean como segura la suma de la concentración de seis congéneres de BDEs (BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 y BDE-154), aunque indican que la concentración se puede aplicar para cualquiera de los seis congéneres de BDEs de forma individual (Council, 2020). En este caso, nuestros resultados de la concentración de PBDEs en los peces de todos los sitios evaluados exceden por dos órdenes de magnitud la concentración considerada segura, por lo que se estimaría que los peces de los tres BMs están en riesgo importante de sufrir efectos negativos en la salud. Es importante mencionar que en México no existen regulaciones como las anteriores, que permitan establecer los límites seguros de estos contaminantes en organismos marinos. Al final, estas regulaciones están orientadas a la protección de la salud humana, por lo que sería necesario establecer un programa que evalué este tipo de contaminantes de manera más amplia, así como extender los estudios que los analicen para determinar las consecuencias de estos contaminantes.

**Tabla 7.** Concentración de los diferentes congéneres de BDEs reportados en las Guías Federales de Calidad Ambiental de Canadá (FEQG por sus siglas en inglés) y en los Estándares de Calidad Ambiental de la Unión Europea (EQS por sus siglas en inglés), comparadas con las concentraciones encontradas en los diferentes sitios evaluados en este estudio.

	<b>FEQG</b>	<b>EQS</b>	<b>PB</b>	<b>PSM</b>	<b>TSI21</b>	<b>TSI22</b>
<b>Congénere</b>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>
<b>BDE-28</b>	120	-	ND	BLD	0.07	0.08
<b>BDE-47</b>	88	-	0.07	0.18	0.07	0.09
<b>BDE-99</b>	1	-	0.04	0.17	0.06	0.08
<b>BDE-100</b>	1	-	0.09	0.04	0.04	0.04
<b>BDE-153</b>	420	-	ND	ND	ND	ND
<b>BDE-154</b>	-	-	-	-	BLD	BLD
<b>Σ6PBDEs</b>	-	0.0085	0.20	0.39	0.29	0.24

BLD: Bajo límite de detección.

ND: No detectado.

## Capítulo 4. Conclusiones

---

Este estudio contribuye a ampliar el conocimiento sobre la presencia de MPs y PBDEs en ecosistemas marinos de gran importancia ambiental y económica, como los BMs. Además, establece una línea base para futuras evaluaciones del estado de conservación del sistema. El estudio demuestra que los MPs y los PBDEs están presentes en los BMs. Sin embargo, las consecuencias y los riesgos aún son desconocidos, aunque se estima que pueden tener un efecto nocivo sobre la salud de los ecosistemas y los servicios que brindan. Por lo anterior, es importante continuar y extender el alcance de este tipo de estudios para comprender la presencia, concentración y composición de estos contaminantes en el ambiente. Este es el primer paso para determinar su impacto en el ecosistema y proponer estrategias de control y remediación que ayuden a mitigar el impacto de estos contaminantes ubicuos en los ecosistemas marinos. Finalmente, se señalan algunas conclusiones de manera puntual:

- Se confirmó la presencia de MPs y PBDEs en bajas concentraciones en todos los niveles tróficos del ecosistema de los BMs cercanos a la BTS.
- Las macroalgas juegan un papel crucial en la acumulación de MPs, ya que parecen funcionar como una trampa para estas partículas, concentrándolas en mayores cantidades y haciéndolas biodisponibles para numerosas especies de organismos que forman parte de este ecosistema.
- Las fibras con un probable origen textil fueron las más abundantes en los tres BMs analizados, donde el poliéster fue el polímero sintético más abundante.
- Nuestros resultados indican la adquisición de MPs por parte de los organismos de la red trófica en los BMs.
- No se encontraron grandes diferencias espaciales en la concentración de MPs y PBDEs entre los tres BMs analizados.
- No se encontraron diferencias durante los dos periodos de muestreo para la concentración de MPs y PBDEs en el BMs de la ITS.

## Literatura citada

- Acharya, S., Rumi, S. S., Hu, Y., & Abidi, N. (2021). Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Textile Research Journal*, 91(17–18), 2136–2156. <https://doi.org/10.1177/0040517521991244>
- Ángel-Moreno Briones, Á., Hernández-Guzmán, F. A., González-Armas, R., Galván-Magaña, F., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Sánchez-González, A., & Ramírez-Álvarez, N. (2022). Organochlorine pesticides in immature scalloped hammerheads *Sphyrna lewini* from the western coast of the Gulf of California, Mexico: Bioaccumulation patterns and human exposure. *Science of the Total Environment*, 806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151369>
- Avio, C. G., Pittura, L., d'Errico, G., Abel, S., Amorello, S., Marino, G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2020). Distribution and characterization of microplastic particles and textile microfibers in Adriatic food webs: General insights for biomonitoring strategies. *Environmental Pollution*, 258, 113766. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113766>
- Baechler, B. R., Stienbarger, C. D., Horn, D. A., Joseph, J., Taylor, A. R., Granek, E. F., & Brander, S. M. (2020). Microplastic occurrence and effects in commercially harvested North American finfish and shellfish: Current knowledge and future directions. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 113–136. <https://doi.org/10.1002/lol2.10122>
- Barrows, A. P. W., Cathey, S. E., & Petersen, C. W. (2018). Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. *Environmental Pollution*, 237, 275–284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.062>
- Beas-Luna, R. (2005). Dinámica poblacional del erizo morado [*Strongylocentrotus purpuratus* en el borde entre un manto de sargazo y un desierto de erizos en la península de baja california, mexico. CICESE <http://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/1530>
- Beas-Luna, R., Micheli, F., Woodson, C. B., Carr, M., Malone, D., Torre, J., Boch, C., Caselle, J. E., Edwards, M., Freiwald, J., Hamilton, S. L., Hernandez, A., Konar, B., Kroeker, K. J., Lorda, J., Montaña-Moctezuma, G., & Torres-Moye, G. (2020). Geographic variation in responses of kelp forest communities of the California Current to recent climatic changes. *Global Change Biology*, 26(11), 6457–6473. <https://doi.org/10.1111/gcb.15273>

- Bhagat, J., Nishimura, N., & Shimada, Y. (2021). Toxicological interactions of microplastics/nanoplastics and environmental contaminants: Current knowledge and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 405(September 2020), 123913. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123913>
- Borges-Ramírez, M. M., Mendoza-Franco, E. F., Escalona-Segura, G., & Osten, J. R. von. (2020). Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico. *Environmental Pollution*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115659>
- Botterell, Z. L. R., Bergmann, M., Hildebrandt, N., Krumpen, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2022). Microplastic ingestion in zooplankton from the Fram Strait in the Arctic. *Science of the Total Environment*, 831, 154886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154886>
- Cabanilles, P., Acle, S., Arias, A., Masiá, P., Ardura, A., & Garcia-Vazquez, E. (2022). Microplastics Risk into a Three-Link Food Chain Inside European Hake. *Diversity*, 14(5), 1–15. <https://doi.org/10.3390/d14050308>
- Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., & Uricchio, V. F. (2020). A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4). <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>
- Canada, E., & Environment Canada. (2013). Canadian Environmental Protection Act, 1999 Federal Environmental Quality Guidelines Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs). *Umweltwissenschaften Und Schadstoff-Forschung*, 1(1), 37. <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=05DF7A37-1#5%0Ahttps://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=05DF7A37-1#5%0Ahttps://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/Default.asp?lang=En&n=98E80CC6-1&xml=5046470B-2D3C-48B4-9E46-735B7820A444>
- Carbery, M., O'Connor, W., & Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International*, 115(December 2017), 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Carr, M., & Reed, D. (2016). Rocky Reefs and Kelp Forests. *Ecosystems of California*, 311–336.
- Cavanaugh, K. C., Bell, T., Costa, M., Eddy, N. E., Gendall, L., Gleason, M. G., Hessian-Lewis, M.,

- Martone, R., McPherson, M., Pontier, O., Reshitnyk, L., Beas-Luna, R., Carr, M., Caselle, J. E., Cavanaugh, K. C., Flores Miller, R., Hamilton, S., Heady, W. N., Hirsh, H. K., ... Schroeder, S. B. (2021). A Review of the Opportunities and Challenges for Using Remote Sensing for Management of Surface-Canopy Forming Kelps. *Frontiers in Marine Science*, 8(October).  
<https://doi.org/10.3389/fmars.2021.753531>
- Chen, X., Zhao, P., Wang, D., Wang, L., Zhao, H., Wang, X., Zeng, Z., Li, P., Wang, T., Liu, W., & Bi, R. (2023). Microplastics in Marine Sediments in Eastern Guangdong in the South China Sea: Factors Influencing the Seasonal and Spatial Variations. *Water*, 15(6), 1160.  
<https://doi.org/10.3390/w15061160>
- Cheng, H., Luo, H., Hu, Y., & Tao, S. (2020). Release kinetics as a key linkage between the occurrence of flame retardants in microplastics and their risk to the environment and ecosystem: A critical review. *Water Research*, 185, 116253. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116253>
- Cheng, R., Sun, J., Liu, Z., Wu, W., Song, M., Lu, Y., & Hang, T. (2024). Ecotoxicology and Environmental Safety Kelp as a biomonitor of persistent organic pollutants in coastal areas of China : Contamination levels and human health risk. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 272(24), 116021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116021>
- Corsolini, S., Ademollo, N., Martellini, T., Randazzo, D., Vacchi, M., & Cincinelli, A. (2017). Legacy persistent organic pollutants including PBDEs in the trophic web of the Ross Sea (Antarctica). *Chemosphere*, 185, 699–708. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.054>
- Costa, E., Piazza, V., Lavorano, S., Faimali, M., Garaventa, F., & Gambardella, C. (2020). Trophic Transfer of Microplastics From Copepods to Jellyfish in the Marine Environment. *Frontiers in Environmental Science*, 8(September), 1–7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.571732>
- Costa, L. G., & Giordano, G. (2014). Polybrominated Diphenyl Ethers. In *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition* (Third Edit, Vol. 3). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00422-X>
- Council, O. F. T. H. E. (2020). Directive 2013/11/EU of the European Parliament and of the Council. *Fundamental Texts On European Private Law*, 2013(July), 1–17.  
<https://doi.org/10.5040/9781782258674.0032>

- Croghan, C. W., & Egeghy, P. P. (2003). *Methods of Dealing with Values Below the Limit of Detection using SAS Carry W*. Croghan, US-EPA, Research Triangle Park, NC, and Peter P. Egeghy US-EPA, Las Vegas, NV *METHOD*: 5. <https://analytics.ncsu.edu/sesug/2003/SD08-Croghan.pdf>
- Cruz, R., Cunha, S. C., & Casal, S. (2015). Brominated flame retardants and seafood safety: A review. *Environment International*, 77, 116–131. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.01.001>
- Daniel, D. B., Ashraf, P. M., & Thomas, S. N. (2020). Abundance, characteristics and seasonal variation of microplastics in Indian white shrimps (*Fenneropenaeus indicus*) from coastal waters off Cochin, Kerala, India. *Science of the Total Environment*, 737, 139839. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139839>
- Dodder, N. G., Maruya, K. A., Lauenstein, G. G., Ramirez, J., Ritter, K. J., & Schiff, K. C. (2012). Distribution and sources of polybrominated diphenyl ethers in the Southern California Bight. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(10), 2239–2245. <https://doi.org/10.1002/etc.1957>
- Eger, A. M., Marzinelli, E. M., Beas-Luna, R., Blain, C. O., Blamey, L. K., Byrnes, J. E. K., Carnell, P. E., Choi, C. G., Hessing-Lewis, M., Kim, K. Y., Kumagai, N. H., Lorda, J., Moore, P., Nakamura, Y., Pérez-Matus, A., Pontier, O., Smale, D., Steinberg, P. D., & Vergés, A. (2023). The value of ecosystem services in global marine kelp forests. *Nature Communications*, 14(1), 1894. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37385-0>
- Eger, A. M., Marzinelli, E. M., Christie, H., Fagerli, C. W., Fujita, D., Gonzalez, A. P., Hong, S. W., Kim, J. H., Lee, L. C., McHugh, T. A., Nishihara, G. N., Tatsumi, M., Steinberg, P. D., & Vergés, A. (2022). Global kelp forest restoration: past lessons, present status, and future directions. *Biological Reviews*, 97(4), 1449–1475. <https://doi.org/10.1111/brv.12850>
- Esiukova, E. E., Lobchuk, O. I., Volodina, A. A., & Chubarenko, I. P. (2021). Marine macrophytes retain microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 171(July), 112738. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112738>
- Evangelidou, N., Tichý, O., Eckhardt, S., Zwaafink, C. G., & Brahney, J. (2022). Sources and fate of atmospheric microplastics revealed from inverse and dispersion modelling: From global emissions to deposition. *Journal of Hazardous Materials*, 432(February). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128585>

- Feng, Z., Wang, R., Zhang, T., Wang, J., Huang, W., Li, J., Xu, J., & Gao, G. (2020). Microplastics in specific tissues of wild sea urchins along the coastal areas of northern China. *Science of the Total Environment*, 728. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138660>
- Feng, Z., Zhang, T., Wang, J., Huang, W., Wang, R., Xu, J., Fu, G., & Gao, G. (2020). Spatio-temporal features of microplastics pollution in macroalgae growing in an important mariculture area, China. *Science of the Total Environment*, 719, 137490. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137490>
- Flores-Vidal, X., González-Montes, S., Zertuche-Chanes, R., Rodríguez-Padilla, I., Marti, C. L., Imberger, J., Mejía-Trejo, A., Durazo-Arvizu, R., & Navarro-Olache, L. (2018). Three-dimensional exchange flows in a semi-enclosed bay: Numerical simulations and high frequency radar observations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 210, 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.05.027>
- Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. V., & Viñas, L. (2018). Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 127(November 2017), 365–376. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>
- Gallo, F., Fossi, C., Weber, R., Santillo, D., Sousa, J., Ingram, I., Nadal, A., & Romano, D. (2018). Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environmental Sciences Europe*, 30(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0139-z>
- Gao, G., Zhao, X., Jin, P., Gao, K., & Beardall, J. (2021). Current understanding and challenges for aquatic primary producers in a world with rising micro- and nano-plastic levels. *Journal of Hazardous Materials*, 406(November 2020), 124685. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124685>
- Gateuille, D., & Naffrechoux, E. (2022). Transport of persistent organic pollutants: Another effect of microplastic pollution? *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 9(5), 1–13. <https://doi.org/10.1002/wat2.1600>
- George, M., Nallet, F., & Fabre, P. (2024). A threshold model of plastic waste fragmentation: New insights into the distribution of microplastics in the ocean and its evolution over time. *Marine Pollution Bulletin*, 199(January). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.116012>
- GESAMP. (2015). Sources, fate and effects of MP in the marine environment. *Journal Series GESAMP*

- GESAMP. (2019). Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean: GESAMP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. *Rep. Stud. GESAMP*, no 99, 138. <http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>
- GESAMP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. (IMO, FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP). In: Kershaw, P.J. (Ed.), *Rep. Stud. GESAMP No. 90* (96 pp). *Reports and Studies GESAMP*, No. 93, 96 P., 93.
- Gutow, L., Eckerlebe, A., Giménez, L., & Saborowski, R. (2016). Experimental Evaluation of Seaweeds as a Vector for Microplastics into Marine Food Webs. *Environmental Science and Technology*, 50(2), 915–923. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02431>
- Hahn, J. L., Van Alstyne, K. L., Gaydos, J. K., Wallis, L. K., West, J. E., Hollenhorst, S. J., Ylitalo, G. M., Poppenga, R. H., Bolton, J. L., McBride, D. E., & Sofield, R. M. (2022). Chemical contaminant levels in edible seaweeds of the Salish Sea and implications for their consumption. In *PLoS ONE* (Vol. 17, Issue 9 September). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0269269>
- Hasegawa, T., & Nakaoka, M. (2021). Trophic transfer of microplastics from mysids to fish greatly exceeds direct ingestion from the water column. *Environmental Pollution*, 273, 116468. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116468>
- Henry, B., Laitala, K., & Klepp, I. G. (2019). Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Science of the Total Environment*, 652, 483–494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.166>
- Hobday, A. J. (2000). Abundance and dispersal of drifting kelp *Macrocystis pyrifera* rafts in the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series*, 195(May), 101–116. <https://doi.org/10.3354/meps195101>
- Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., Deng, J., Luo, Y., Wen, X., & Zhang, Y. (2021). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their

- ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*, 405(September 2020), 124187. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124187>
- Iftikhar, A., Qaiser, Z., Sarfraz, W., Ejaz, U., Aqeel, M., & Rizvi, Z. F. (2024). *Understanding the leaching of plastic additives and subsequent risks to ecosystems*. <https://doi.org/10.20517/wecn.2023.58>
- Issac, M. N., & Kandasubramanian, B. (2021). Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(16), 19544–19562. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13184-2>
- Iyare, P. U., Ouki, S. K., & Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical review. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 6(10), 2664–2675. <https://doi.org/10.1039/d0ew00397b>
- Jones, K. L., Hartl, M. G. J., Bell, M. C., & Capper, A. (2020). Microplastic accumulation in a *Zostera marina* L. bed at Deerness Sound, Orkney, Scotland. *Marine Pollution Bulletin*, 152(January), 110883. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110883>
- Krause-Jensen, D., & Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9(10), 737–742. <https://doi.org/10.1038/ngeo2790>
- Lee, H. J., & Kim, G. B. (2015). An overview of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the marine environment. *Ocean Science Journal*, 50(2), 119–142. <https://doi.org/10.1007/s12601-015-0010-8>
- Li, Q., Su, L., Ma, C., Feng, Z., & Shi, H. (2022). Plastic debris in coastal macroalgae. *Environmental Research*, 205(August 2021), 112464. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112464>
- Li, W., Pan, Z., Xu, J., Liu, Q., Zou, Q., Lin, H., Wu, L., & Huang, H. (2022). Microplastics in a pelagic dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) from the Eastern Pacific Ocean and the implications for fish health. *Science of the Total Environment*, 809. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151126>
- Li, Y., Lu, Q., Xing, Y., Liu, K., Ling, W., Yang, J., Yang, Q., Wu, T., Zhang, J., Pei, Z., Gao, Z., Li, X., Yang, F., Ma, H., Liu, K., & Zhao, D. (2023). Review of research on migration, distribution, biological effects, and analytical methods of microfibers in the environment. *Science of the Total Environment*

*Environment*, 855(September 2022), 158922. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158922>

Lin, L., Chen, C. C., Zhu, X., Pan, K., & Xu, X. (2022). Risk of aquaculture-derived microplastics in aquaculture areas: An overlooked issue or a non-issue? *Frontiers in Marine Science*, 9(July), 1–6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.923471>

Lozano-Hernández, E. A., Ramírez-Álvarez, N., Rios Mendoza, L. M., Macías-Zamora, J. V., Sánchez-Osorio, J. L., & Hernández-Guzmán, F. A. (2021). Microplastic concentrations in cultured oysters in two seasons from two bays of Baja California, Mexico. *Environmental Pollution*, 290(August). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118031>

Lusher, A. L., Welden, N. A., Sobral, P., & Cole, M. (2017). Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods*, 9(9), 1346–1360. <https://doi.org/10.1039/c6ay02415g>

Lv, M., Tang, X., Zhao, Y., Li, J., Zhang, B., Li, L., Jiang, Y., & Zhao, Y. (2020). The toxicity, bioaccumulation and debromination of BDE-47 and BDE-209 in *Chlorella* sp. under multiple exposure modes. *Science of the Total Environment*, 723(5), 138086. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138086>

Macías-Zamora, J. V., Ramírez-Álvarez, N., Hernández-Guzmán, F. A., & Mejía-Trejo, A. (2016). On the sources of PBDEs in coastal marine sediments off Baja California, Mexico. *Science of the Total Environment*, 571, 59–66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.142>

Madgett, A. S., Yates, K., Webster, L., McKenzie, C., Brownlow, A., & Moffat, C. F. (2022). The concentration and biomagnification of PCBs and PBDEs across four trophic levels in a marine food web. *Environmental Pollution*, 309(July), 119752. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119752>

Maldonado-Aguilar, A., Ladah, L. B., Fernandez-Aldecoa, G., Solana, E., Lorda, J., Beas-Luna, R., Filonov, A., Leichter, J., & Zertuche-González, J. A. (2023). Small-scale spatiotemporal thermal regimes drive patterns of zooplankton abundance in a kelp forest. *Continental Shelf Research*, 257(March). <https://doi.org/10.1016/j.csr.2023.104957>

Mateos, E., Marinone, S. G., & Parés-Sierra, A. (2009). Towards the numerical simulation of the summer circulation in Todos Santos Bay, Ensenada, B.C. Mexico. *Ocean Modelling*, 27(1–2), 107–112.

<https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2008.11.002>

- Mateos, Efrain, & Marinone, S. G. (2017). Variabilidad de corrientes por propagación de ondas en bahía de Todos Santos, Baja California, México. *Ciencias Marinas*, *43*(3), 191–201.  
<https://doi.org/10.7773/cm.v43i3.2775>
- Mathalon, A., & Hill, P. (2014). Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, *81*(1), 69–79.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>
- Mekni, S., Barhoumi, B., Aznar-Aleman, Ò., Touil, S., Driss, M. R., Barceló, D., & Eljarrat, E. (2019). Occurrence of halogenated flame retardants in sediments and sea urchins (*Paracentrotus lividus*) from a North African Mediterranean coastal lagoon (Bizerte, Tunisia). *Science of the Total Environment*, *654*, 1316–1325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.139>
- Menezes-Sousa, D., Cunha, S. C., Vieira, L. R., Barboza, L. G. A., Guilhermino, L., Alonso, M. B., Torres, J. P. M., & Fernandes, J. O. (2021). Polybrominated diphenyl ethers and their methoxylated congeners in Douro river estuary biota: Seasonal occurrence and risk assessment. *Science of the Total Environment*, *790*, 147916. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147916>
- Miller, M. E., Hamann, M., & Kroon, F. J. (2020). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PLoS ONE*, *15*(10 October), 1–25.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240792>
- Morris, R. L., Graham, T. D. J., Kelvin, J., Ghisalberti, M., & Swearer, S. E. (2020). Kelp beds as coastal protection: Wave attenuation of *Ecklonia radiata* in a shallow coastal bay. *Annals of Botany*, *125*(2), 235–246. <https://doi.org/10.1093/aob/mcz127>
- Nakajima, R., Kawato, M., Fujiwara, Y., Tsuchida, S., Ritchie, H., & Fujikura, K. (2022). Occurrence and levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in deep-sea sharks from Suruga Bay, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, *176*(February), 113427. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113427>
- Nelms, S. E., Barnett, J., Brownlow, A., Davison, N. J., Deaville, R., Galloway, T. S., Lindeque, P. K., Santillo, D., & Godley, B. J. (2019). Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory? *Scientific Reports*, *9*(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018->

- Ng, K. L., Suk, K. F., Cheung, K. W., Shek, R. H. T., Chan, S. M. N., Tam, N. F. Y., Cheung, S. G., Fang, J. K. H., & Lo, H. S. (2022). Macroalgal morphology mediates microplastic accumulation on thallus and in sediments. *Science of the Total Environment*, 825, 153987.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153987>
- Norderhaug, K. M., Filbee-Dexter, K., Freitas, C., Birkely, S. R., Christensen, L., Møllerud, I., Thormar, J., Van Son, T., Moy, F., Alonso, M. V., & Steen, H. (2020). Ecosystem-level effects of large-scale disturbance in kelp forests. *Marine Ecology Progress Series*, 656, 163–180.  
<https://doi.org/10.3354/meps13426>
- Oliveira, J., Belchior, A., da Silva, V. D., Rotter, A., Petrovski, Ž., Almeida, P. L., Lourenço, N. D., & Gaudêncio, S. P. (2020). Marine Environmental Plastic Pollution: Mitigation by Microorganism Degradation and Recycling Valorization. *Frontiers in Marine Science*, 7(December).  
<https://doi.org/10.3389/fmars.2020.567126>
- Olutona, G. O., Oyekunle, J. A. O., Ogunfowokan, A. O., & Fatoki, O. S. (2017). Concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in water from Asunle Stream, Ile-Ife, Nigeria. *Toxics*, 5(2).  
<https://doi.org/10.3390/toxics5020013>
- Pietron, W. J., Malagocki, P., & Warenik-Bany, M. (2023). Feed as a source of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). *Environmental Research*, 231(P3), 116257.  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116257>
- Pirsaheb, M., Hossini, H., & Makhdoumi, P. (2020). Review of microplastic occurrence and toxicological effects in marine environment: Experimental evidence of inflammation. *Process Safety and Environmental Protection*, 142, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.050>
- PlasticEurope. (2023). *Plastics the fast facts 2023 : A review on plastic contributions to European economy. 2023, 2023.*
- Ramírez-Álvarez, N., Rios Mendoza, L. M., Macías-Zamora, J. V., Oregel-Vázquez, L., Alvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F. A., Sánchez-Osorio, J. L., Moore, C. J., Silva-Jiménez, H., & Navarro-Olache, L. F. (2020). Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of

- Todos Santos Bay, Mexico. *Science of the Total Environment*, 703.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134838>
- Rebelein, A., Int-Veen, I., Kammann, U., & Scharsack, J. P. (2021). Microplastic fibers — Underestimated threat to aquatic organisms? *Science of the Total Environment*, 777, 146045.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045>
- Rios Mendoza, L. M., & Balcer, M. (2019). Microplastics in freshwater environments: A review of quantification assessment. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 113, 402–408.  
<https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.020>
- Rocha, A. C., Camacho, C., Eljarrat, E., Peris, A., Aminot, Y., Readman, J. W., Boti, V., Nannou, C., Marques, A., Nunes, M. L., & Almeida, C. M. (2018). Bioaccumulation of persistent and emerging pollutants in wild sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Environmental Research*, 161(November 2017), 354–363. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.11.029>
- Royer, S., Greco, F., Kogler, M., & Deheyn, D. D. (2023). Not so biodegradable : Polylactic acid and cellulose / plastic blend textiles lack fast biodegradation in marine waters. *PloS One*, 1–23.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0284681>
- Saley, A. M. M. accumulation and biomagnification in a coastal marine reserve situated in a sparsely populated area, Smart, A. C., Bezerra, M. F., Burnham, T. L. U., Capece, L. R., Lima, L. F. O., Carsh, A. C., Williams, S. L., & Morgan, S. G. (2019). Microplastic accumulation and biomagnification in a coastal marine reserve situated in a sparsely populated area. *Marine Pollution Bulletin*, 146(May), 54–59. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.065>
- Schiel, D. R., & Foster, M. S. (2015). The biology and ecology of giant kelp forests. In *The Biology and Ecology of Giant Kelp Forests*. <https://doi.org/10.2216/5501br01>
- Sfriso, A. A., Tomio, Y., Juhmani, A. S., Sfriso, A., Munari, C., & Mistri, M. (2021). Macrophytes: A temporary sink for microplastics in transitional water systems. *Water (Switzerland)*, 13(21), 1–12.  
<https://doi.org/10.3390/w13213032>
- Siddiqi, M. A., & Clinic, M. (2003). New Pollutants – Old Diseases. *Clinical Medicine*, 1(4), 281–290.

- Singla, M., Díaz, J. S. and release process of polybrominated diphenyl ethers (, Broto-Puig, F., & Borrós, S. (2020). Sorption and release process of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) from different composition microplastics in aqueous medium: Solubility parameter approach. *Environmental Pollution*, 262. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114377>
- Steneck, R. S., Graham, M. H., Bourque, B. J., Corbett, D., Erlandson, J. M., Estes, J. A., & Tegner, M. J. (2002). Kelp forest ecosystems: Biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29(4), 436–459. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000322>
- Sudheshna, A. A., Srivastava, M., & Prakash, C. (2022). Characterization of microfibers emission from textile washing from a domestic environment. *Science of The Total Environment*, 852(June), 158511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158511>
- Sun, H., Li, Y., Hao, Y., Zhu, Y., Yang, R., Wang, P., Zhang, Q., & Jiang, G. (2020). Bioaccumulation and Trophic Transfer of Polybrominated Diphenyl Ethers and Their Hydroxylated and Methoxylated Analogues in Polar Marine Food Webs. *Environmental Science and Technology*, 54(23), 15086–15096. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05427>
- Tamminga, M., Stoewer, S. C., & Fischer, E. K. (2019). On the representativeness of pump water samples versus manta sampling in microplastic analysis. *Environmental Pollution*, 254, 112970. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.112970>
- Tanahara, S., Canino-Herrera, S. R., Durazo, R., Félix-Bermúdez, A., Vivanco-Aranda, M., Morales-Estrada, E., & Lugo-Ibarra, K. del C. (2021). Spatial and temporal variations in water quality of Todos Santos Bay, northwestern Baja California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 173(July). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113148>
- Torres, C. R., Mejía, A., Argote, M. L., Ramírez, I., & Mancillas., M. (2006). Three-Dimensional Circulation in Todos Santos Bay . *Simulación y Modelado En Ingeniería y Ciencias. B.*, November.
- Turner, A. (2022). PBDEs in the marine environment: Sources, pathways and the role of microplastics. *Environmental Pollution*, 118943. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118943>
- UNEP. (2016). Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. *Marine Plastic Debris and Microplastics – Global Lessons and Research to*

*Inspire Action and Guide Policy Change. United Nations Environment Programme, Nairobi.*

UNEP. (2021). From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution. In *New Scientist* (Vol. 237, Issue 3169). [https://doi.org/10.1016/S0262-4079\(18\)30486-X](https://doi.org/10.1016/S0262-4079(18)30486-X)

van Truong, N., & BeiPing, C. (2019). Plastic marine debris: sources, impacts and management. *International Journal of Environmental Studies*, 76(6), 953–973. <https://doi.org/10.1080/00207233.2019.1662211>

Vázquez-Rowe, I., Ita-Nagy, D., & Kahhat, R. (2021). Microplastics in fisheries and aquaculture: implications to food sustainability and safety. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 100464. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100464>

Vergés, A., & Campbell, A. H. (2020). Kelp forests. *Current Biology*, 30(16), R919–R920. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.06.053>

Vidal-Ruiz, J. A., & Ruiz de Alegría-Arzaburu, A. (2020). Modes of onshore sandbar migration at a single-barred and swell-dominated beach. *Marine Geology*, 426(November 2019), 106222. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2020.106222>

Vilalta-Navas, A., Beas-Luna, R., Zetina-Rejón, M. J., López-Ibarra, G. A., Malpica-Cruz, L., Lorda, J., Zepeda-Dominguez, J. A., & Kluger, L. C. (2023). Coupling scientific and local ecological knowledge network models for temperate coastal ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 80(1), 185–196. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac225>

Wu, Z., He, C., Han, W., Song, J., Li, H., Zhang, Y., Jing, X., & Wu, W. (2020). Exposure pathways, levels and toxicity of polybrominated diphenyl ethers in humans: A review. *Environmental Research*, 187(April), 109531. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109531>

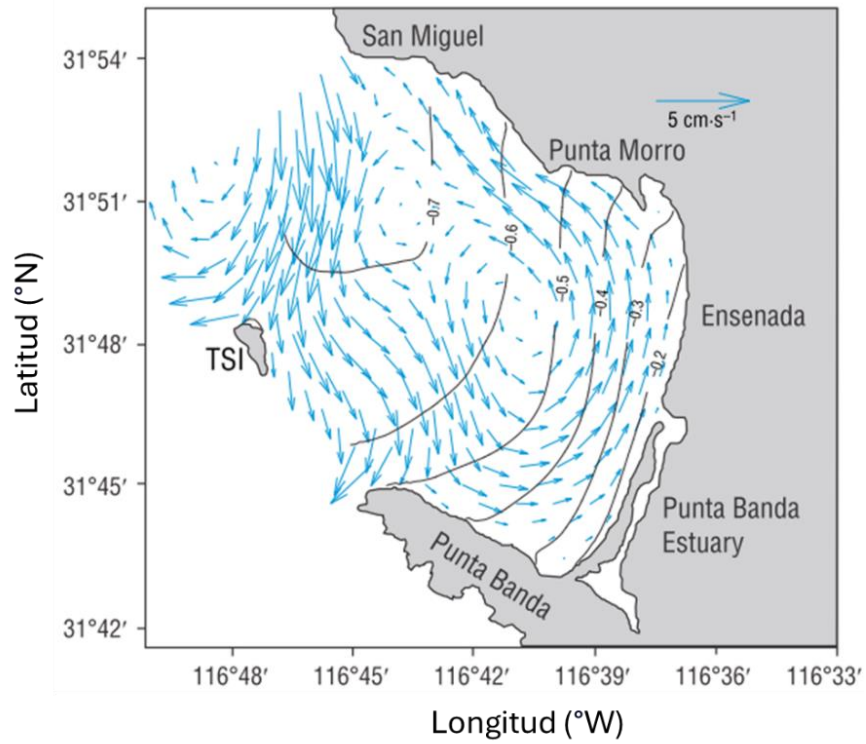
Xue, J., Xiao, Q., Zhang, M., Li, D., & Wang, X. (2023). *Toxic Effects and Mechanisms of Polybrominated Diphenyl Ethers*.

Yeo, B. G., Takada, H., Yamashita, R., Okazaki, Y., Uchida, K., Tokai, T., Tanaka, K., & Trenholm, N. (2020). PCBs and PBDEs in microplastic particles and zooplankton in open water in the Pacific Ocean and around the coast of Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 151(December 2019), 110806.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110806>

- Zhang, M., Cai, D., Zhang, L., Zhang, Q., Ding, P., Chen, X., Huang, C., Hu, G., & Li, T. (2024). Polybrominated diphenyl ethers in aquatic products of Guangzhou city, South China: Accumulation, distribution and health risk. *Hygiene and Environmental Health Advances*, 9(November 2023), 100085. <https://doi.org/10.1016/j.heha.2023.100085>
- Zhang, T., Wang, J., Liu, D., Sun, Z., Tang, R., Ma, X., & Feng, Z. (2022). Loading of microplastics by two related macroalgae in a sea area where gold and green tides occur simultaneously. *Science of the Total Environment*, 814, 152809. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152809>
- Zhihua, L., Panton, S., Marshall, L., Fernandes, A., Rose, M., Smith, F., & Holmes, M. (2018). Spatial analysis of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and polybrominated biphenyls (PBBs) in fish collected from UK and proximate marine waters. *Chemosphere*, 195, 727–734. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.114>

## Anexos



**Figura S1.** Velocidad y dirección de las corrientes a 5 metros de profundidad para el mes de agosto en la BTS. Figura tomada de Mateos & Marinone (2017), que muestra una circulación ciclónica a los largo de la bahía.

**Tabla S1.** Volumen de muestras de agua, profundidad y número de MPs en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla Todos Santos en 2022 (TSI22).

<b>Sitio</b>	<b>Profundidad (m)</b>	<b>Muestra</b>	<b>Volumen (L)</b>	<b>MPs</b>
PB	7.4	1	531	24
		2	488	22
PSM	9.7	1	497	14
		2	498	16
TSI21	6.1	1	476	44
		2	518	16
TSI22	6	1	571	14
		2	581	11

**Tabla S2.** Muestras de sedimentos en peso seco (g) y número de MPs en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla Todos Santos en 2022 (TSI22).

Sitio	Muestra	Sub-muestra	Peso seco (g)	MPs
PB	1	1	10.01	2
		2	10.02	6
	2	1	10.01	5
		2	10.02	5
PSM	1	1	10	9
		2	10.01	7
	2	1	10	2
		2	10.06	3
TSI21	1	1	10.12	6
		2	10.12	1
	2	1	10.01	6
		2	10.04	5
TSI22	1	1	10.02	1
		2	10.03	1
	2	1	10.03	1
		2	10.07	0

**Tabla S3.** Peso húmedo ( $\text{ww g}^{-1}$ ) de las láminas de *Macrocystis pyrifera* de la superficie (Sup) y media profundidad (Med). Número de partículas de MPs en las láminas de Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla de Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla de Todos Santos en 2022 (TSI22).

No.	Sitio															
	PB				SM				TSI21				TSI22			
	Sup	MPs	Med	MPs	Sup	MPs	Med	MPs	Sup	MPs	Med	MPs	Sup	MPs	Med	MPs
1	13.3	4	15.7	9	27.4	8.0	20.1	5.0	13.5	7.0	32.2	19.0	11.5	2.0	12.5	11
2	23.5	9	15.0	5	14.9	0.0	19.8	4.0	18.9	5.0	23.1	11.0	14.3	10.0	11.9	1
3	12.7	3	17.9	7	23.4	2.0	25.0	2.0	22.6	9.0	15.0	5.0	12.2	7.0	3.6	5
4	12.4	2	14.0	4	18.9	3.0	20.1	2.0	27.8	8.0	29.0	9.0	14.1	3.0	7.1	10
5	4.9	3	20.0	6	21.4	3.0	17.1	1.0	13.0	3.0	21.3	13.0	12.1	4.0	3.6	6
6	12.1	1	17.2	1	21.0	1.0	10.9	4.0	23.3	2.0	15.2	11.0	10.5	4.0	11.3	6
7	4.1	3	16.4	6	16.6	1.0	20.0	5.0	30.0	9.0	16.6	7.0	8.7	2.0	6.2	1
8	5.3	2	18.8	3	14.6	2.0	10.5	2.0	28.0	8.0	34.4	22.0	7.2	4.0	3.9	8
9	5.5	0	13.4	7	15.4	2.0	12.9	3.0	23.1	13.0	25.3	5.0	10.5	5.0	7.5	3
10	6.4	1	7.7	0	19.8	1.0	30.0	2.0	27.1	13.0	29.5	13.0	11.4	3.0	4.6	3
11	9.1	4	9.7	4	20.7	6.0	29.9	3.0	14.6	1.0	28.0	14.0	14.4	5.0	7.9	12
12	10.8	1	6.4	5	13.0	3.0	12.2	1.0	14.9	5.0	24.0	13.0	7.6	5.0	12.4	10
13	13.3	5	12.2	7	29.8	10.0	19.9	2.0	26.0	5.0	30.0	10.0	7.3	2.0	16.2	6
14	5.9	1	9.5	2	18.2	3.0	22.4	5.0	9.8	3.0	26.3	7.0	10.4	3.0	15.7	4
15	11.8	6	11.6	3	14.9	2.0	14.7	1.0	18.0	4.0	22.1	20.0	7.9	0.0	13.3	6
16	11.8	5	25.1	14	23.7	5.0	22.3	3.0	30.0	12.0	13.3	8.0	14.2	6.0	11.9	7
17	7.0	2	21.4	13	20.7	3.0	22.1	1.0	15.9	8.0	31.5	11.0	11.5	3.0	7.5	3
18	8.8	3	11.1	7	26.0	2.0	15.6	0.0	17.6	3.0	22.2	14.0	10.3	7.0	4.9	1
19	13.5	4	13.0	1	25.3	8.0	15.3	7.0	12.7	5.0	15.4	11.0	10.3	0.0	7.3	6
20	11.0	13	19.4	7	29.1	5.0	23.4	3.0	27.8	5.0	11.9	8.0	15.8	1.0	11.3	0

**Tabla S4.** Peso húmedo (ww g<sup>-1</sup>) de las láminas de detritus de *Macrocystis pyrifera* y número de MPs en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla de Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla de Todos Santos en 2022 (TSI22).

No.	Sitio							
	PB		PSM		TSI21		TSI22	
	ww (g)	MPs	ww (g)	MPs	ww (g)	MPs	ww (g)	MPs
1	6.2	12.0	5.7	1.0	3.9	11.0	2.1	1
2	6.8	4.0	7.9	3.0	6.0	10.0	4.8	0
3	2.1	4.0	6.7	1.0	6.0	6.0	2.2	4
4	5.6	11.0	17.4	2.0	12.5	13.0	1.7	0
5	6.1	5.0	7.1	3.0	5.8	10.0	3.1	1
6	3.6	6.0	8.3	1.0	5.9	3.0	3.5	3
7	5.2	1.0	13.5	1.0	2.2	2.0	2.5	3
8	6.2	0.0	4.4	5.0	2.7	5.0	2.4	3
9	8.4	5.0	17.2	8.0	10.3	6.0	2.3	5
10	5.1	3.0	7.0	2.0	4.0	6.0	3.3	6
11	7.0	1.0	8.2	4.0	5.7	3.0	2.3	1
12	9.7	0.0	11.3	1.0	5.3	5.0	7.9	2
13	8.2	2.0	6.6	6.0	3.6	3.0	5.4	2
14	6.6	2.0	3.4	6.0	8.0	4.0	5.8	1
15	4.3	3.0	5.3	7.0	5.5	3.0	4.6	1
16	2.6	1.0	5.6	4.0	8.8	3.0	4.0	1
17	10.4	5.0	6.9	6.0	7.2	5.0	6.2	2
18	8.2	2.0	7.0	4.0	11.5	6.0	7.4	5
19	10.8	4.0	8.0	2.0	12.6	5.0	4.9	1
20	3.5	1.0	2.9	3.0	11.3	5.0	7.8	2

**Tabla S5.** Longitud del erizo de mar (L), peso total (PT), tejido blando (TB) y número de MP en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla de Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla de Todos Santos. en 2022 (TSI22).

No.	Sitio															
	PB				PSM				TSI21				TSI22			
	L (cm)	PT (g)	TB (g)	MP	L (cm)	PT (g)	TB (g)	MP	L (cm)	PT (g)	TB (g)	MP	L (cm)	PT (g)	TB (g)	MP
1	8.0	193.9	4.8	4	7.0	94.9	10.8	1	5.9	77.0	6.0	2	6.2	100.2	11.1	0
2	7.0	125.4	11.3	0	5.1	55.9	6.1	0	4.9	45.4	5.1	0	7.0	125.5	12.7	0
3	6.9	129.1	15.6	1	7.3	129.1	10.1	6	3.6	20.9	2.1	1	7.0	140.2	15.3	0
4	6.7	115.5	17.9	8	6.7	108.9	9.0	1	4.1	32.7	3.2	0	6.0	81.5	7.8	0
5	7.1	141.9	15.0	0	6.9	183.9	11.3	3	4.8	44.1	4.7	0	5.8	69.9	7.7	1
6	6.5	113.5	13.0	1	6.0	84.3	9.2	0	6.2	109.3	7.9	0	6.2	87.2	12.4	3
7	6.6	120.9	14.3	3	6.0	80.3	10.3	0	5.4	65.7	7.5	0	6.0	84.0	13.4	1
8	6.0	99.9	5.8	0	5.5	71.9	7.3	1	6.0	94.7	7.9	0	6.9	121.1	15.3	1
9	8.0	119.0	19.0	0	6.2	77.5	11.2	1	5.8	85.8	15.4	0	6.0	76.1	8.5	1
10	6.1	81.1	6.7	1	5.7	83.5	9.1	0	4.6	44.4	6.0	1	5.5	65.8	5.0	0
11	6.6	111.2	8.7	1	5.8	73.6	7.2	0	3.2	19.8	2.8	0	6.7	121.4	8.7	0
12	6.5	122.9	6.5	0	5.5	58.5	5.4	3	4.5	42.7	5.4	1	5.7	68.8	9.3	1
13	7.5	139.1	15.7	1	6.0	87.5	7.9	0	4.4	43.1	2.9	0	5.4	58.8	8.3	1
14	7.5	150.9	8.1	0	7.4	125.7	13.3	0	7.7	207.9	13.1	0	5.8	72.8	12.0	2
15	6.6	105.7	3.3	1	5.7	66.5	10.0	1	5.6	48.3	3.1	1	5.0	51.5	7.8	0
16	6.9	113.3	11.0	0	5.8	77.3	7.8	2	7.3	159.3	13.9	1	5.3	61.0	6.0	2
17	6.8	125.7	9.9	1	7.0	139.9	10.3	1	6.3	107.2	9.4	0	5.3	55.0	6.5	2
18	6.8	120.3	7.5	0	6.5	83.1	10.3	3	4.4	33.9	3.3	0	5.6	64.5	7.4	0
19	7.2	125.3	12.5	1	5.7	73.3	9.3	19	6.1	91.7	8.4	0	5.1	50.9	5.8	0
20	7.4	152.4	4.9	5	5.6	70.5	9.0	0	3.0	13.6	1.6	3	5.0	47.5	4.1	1

**Tabla S6.** Longitud de los peces (L), peso total (PT), peso del sistema gastrointestinal (GIT) y número de MP en Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla de Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla de Todos Santos. en 2022 (TSI22).

No.	Sitio															
	PB				PSM				TSI21				TSI22			
	L (cm)	PT (g)	GIT (g)	MP	L (cm)	PT (g)	G (g)	MP	L (cm)	PT (g)	G (g)	MP	L (cm)	PT (g)	G (g)	MP
<b>1</b>	18.0	107.0	4.2	0	57.5	4000.0	109.0	0	22.4	210.0	8.0	2	21.0	170.2	7.7	2
<b>2</b>	16.5	73.0	2.3	1	43.0	1876.0	53.0	2	29.0	531.0	15.0	0	23.0	236.8	8.7	1
<b>3</b>	24.0	245.0	10.1	0	33.5	828.0	18.0	0	28.1	389.0	14.0	0	23.0	248.5	11.0	2
<b>4</b>	32.5	576.0	20.5	2	37.5	1244.0	42.0	3	34.5	816.0	33.0	25	32.5	762.5	31.0	2
<b>5</b>	17.0	95.0	2.8	1	34.0	863.0	23.0	0	28.0	433.0	19.0	0	35.5	959.3	26.0	0
<b>6</b>	18.5	118.0	3.4	0	36.0	1155.0	38.0	0	25.5	344.0	13.0	1	29.0	499.3	14.1	1
<b>7</b>	22.0	203.0	6.6	0	26.5	380.0	12.0	0	30.0	492.0	22.0	1	32.0	880.8	20.7	2
<b>8</b>	17.5	92.0	3.5	1	35.5	1229.0	46.0	1	27.0	457.0	14.0	0	29.0	500.1	15.6	0
<b>9</b>	22.5	222.0	6.4	0	32.5	714.0	21.0	2	28.0	502.0	22.0	1	19.0	472.2	15.3	1
<b>10</b>	18.5	118.0	6.3	0	36.0	1154.0	52.0	0	25.5	365.0	17.0	2	26.0	391.6	13.2	0
<b>11</b>	30.0	505.0	11.8	1	32.5	734.0	24.0	3	31.5	577.0	14.0	0	22.0	209.1	6.9	0
<b>12</b>	18.5	105.0	3.8	0	38.5	1202.0	31.0	0	32.5	687.0	31.0	1	24.0	250.6	8.6	0
<b>13</b>	17.5	102.0	2.9	0	36.5	1210.0	35.0	0	27.5	375.0	8.0	0	23.5	268.5	9.5	0
<b>14</b>	27.5	382.0	14.0	0	35.5	979.0	37.0	0	27.0	363.0	17.0	0	28.5	519.3	18.8	1
<b>15</b>	25.5	313.0	10.6	3	37.0	1004.0	36.0	0	32.0	557.0	20.0	0	29.0	513.3	19.3	0
<b>16</b>	23.0	233.0	10.3	1	36.0	1090.0	39.0	3	35.0	932.0	36.0	0	29.5	521.3	17.2	2
<b>17</b>	20.0	152.0	3.9	0	31.5	776.0	28.0	0	36.5	935.0	22.0	0	32.0	783.2	27.5	0
<b>18</b>	15.5	65.0	2.8	0	34.0	898.0	21.0	4	25.0	290.0	20.0	1	27.0	337.6	4.1	0
<b>19</b>	16.5	87.0	2.3	0	32.0	796.0	23.0	2	46.0	2070.0	54.0	0	22.0	218.1	6.3	0

**Tabla S7.** Porcentaje de recuperación por sitio, tipo de muestra y tipo de polímero. Poliéster (PET), cloruro de polivinilo (PVC), polietileno de alta densidad (HDPE) y polietileno de baja densidad (LDPE).

<b>Porcentaje de recuperación (%)</b>					
<b>Sitio</b>	<b>Muestra</b>	<b>PET</b>	<b>PVC</b>	<b>HDPE</b>	<b>LDPE</b>
Punta Banda (PB)	Agua	100	100	80	100
	Sedimento	100	100	100	100
	Macroalgas	100	100	100	80
	Erizo de mar	100	100	100	100
	Pez	80	100	100	100
Punta San Miguel (PSM)	Agua	100	80	100	100
	Sedimento	100	100	100	100
	Macroalgas	100	80	100	100
	Erizo de mar	100	100	100	80
	Pez	100	100	100	100
Todos Santos Island (TSI21)	Agua	100	100	100	100
	Sedimento	100	100	100	80
	Macroalgas	100	100	80	100
	Erizo de mar	100	100	100	100
	Pez	100	100	100	100
Todos Santos Island (TSI22)	Agua	100	100	80	100
	Sedimento	100	100	100	100
	Macroalgas	80	100	100	100
	Erizo de mar	80	100	100	80
	Pez	100	100	100	100

**Tabla S8.** Coincidencia media (%) de los polímeros sintéticos y semisintéticos obtenidos mediante  $\mu$ -FTIR-ATR.

<b>Polímeros</b>	<b>Coincidencia (Media <math>\pm</math> DE; en %)</b>
Poliéster (PET)	96 $\pm$ 4
Acrílico (PC)	84 $\pm$ 9
Nylon (PA)	88 $\pm$ 5
Polipropileno (PP)	92 $\pm$ 4
Polietileno (PE)	96 $\pm$ 10
Cloruro de polivinilo (PVC)	89 $\pm$ 4
Polietileno vinil acetato (PEVA)	86 $\pm$ 9
Resina alquídica	86 $\pm$ 7
Copolímero de polietileno (PE: PP: PD)	89 $\pm$ 6
Copolímero de Polietil acrilato con acrilamida (PEA: PAM)	78 $\pm$ 7
Rayón	87 $\pm$ 5

**Tabla S9.** Concentración de los congéneres de BDEs en muestras de agua (n = 2) de Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla de Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla de Todos Santos en 2022 (TSI22).

Muestra	Volumen (L)	BDE-28	BDE-47	BDE-100	BDE-99	BDE-154	BDE-153	BDE-183	BDE-209	FBDE-6001S
		ng L <sup>-1</sup>	ng L <sup>-1</sup>	ng L <sup>-1</sup>	ng L <sup>-1</sup>	ng L <sup>-1</sup>	ng L <sup>-1</sup>	ng L <sup>-1</sup>	ng L <sup>-1</sup>	%
Blanco	1.8	BLD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	73.3
M-1614-CSM	1.8	12.19	12.37	11.67	14.55	12.27	13.82	16.40	124.77	84.7
M-1614-CSM (%)	-	97.51	98.93	93.39	116.43	98.13	110.57	131.23	99.81	-
PB-1	1.8	0.08	BLD	ND	BLD	ND	ND	ND	ND	88.7
PB-2	1.8	BLD	0.15	ND	BLD	ND	ND	ND	ND	100.8
PSM-1	1.8	0.38	1.11	ND	1.05	ND	ND	ND	ND	80.2
PSM2	1.8	0.12	0.65	ND	0.55	ND	ND	ND	ND	118.8
TSI21-1	1.8	0.08	0.38	ND	0.29	ND	ND	ND	ND	91.0
TSI21-2	1.8	BLD	BLD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	91.4
TSI22-1	1.7	BLD	BLD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	89.0
TSI22-2	1.8	BLD	BLD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	100.4
LD		0.05	0.14	0.11	0.18	0.14	0.65	0.51	7.32	

BLD: Bajo límite de detección.

ND: No detectado.

LD: Límite de detección.

**Tabla S10.** Concentración de los congéneres de BDEs en muestras de sedimentos (n = 2) de Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla de Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla de Todos Santos en 2022 (TSI22).

Muestra	BDE-28	BDE-47	BDE-100	BDE-99	BDE-154	BDE-153	BDE-183	BDE-209	FBDE-6001S
	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	%
Blanco	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	82.9
SRM-1944	1.29	2.04	0.46	1.82	0.77	4.24	22.67	93.75	120.3
SRM-1944 (%)	-	118.67	103.09	91.83	72.68	65.89	71.29	100.27	-
PB-1	0.04	0.12	0.06	0.12	BLD	BLD	BLD	BLD	111.1
PB-2	ND	BLD	ND	0.07	ND	ND	ND	ND	98.8
PSM-1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	89.9
PSM-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	99.6
TSI21-1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	98.8
TSI21-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	99.4
TSI22-1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	97.8
TSI22-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	97.6
LD	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04	0.06	0.06	1.33	

BLD: Bajo límite de detección.

ND: No detectado.

LD: Límite de detección.

**Tabla S11.** Concentración de los congéneres de BDEs en muestras compuestas de detritos de algas marinas (n = 5) de Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla de Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla de Todos Santos en 2022 (TSI22).

Muestra	Lípidos (%)	BDE-28	BDE-47	BDE-100	BDE-99	BDE-154	BDE-153	BDE-183	BDE-209	FBDE-6001S
		ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	%
Blanco	0	0.08	0.06	BLD	0.05	BLD	ND	ND	ND	1.3
SRM-1947	9.97	2.83	83.79	17.78	22.03	5.82	4.60	ND	ND	93.6
SRM-1947 (%)	-	125.39	114.31	103.96	114.74	84.59	120.11	-	-	-
PB-1	0.08	0.09	0.07	0.04	0.09	ND	ND	ND	ND	78.5
PB-2	0.19	0.07	0.05	0.10	0.10	0.03	ND	ND	ND	83.4
PB-3	0.13	0.08	0.06	0.05	0.09	BLD	ND	BLD	ND	85.4
PB-4	0.11	0.09	0.07	0.04	0.10	BLD	ND	BLD	ND	95.4
PB-5	0.13	0.06	0.03	0.06	0.11	BLD	ND	ND	ND	95.8
PSM-1	0.34	0.07	0.06	0.14	0.15	0.04	ND	BLD	ND	90.4
PSM-2	0.09	0.10	0.05	0.19	0.12	0.06	ND	BLD	ND	95.4
PSM-3	0.31	0.11	0.06	0.12	0.14	0.04	ND	BLD	ND	99.3
PSM-4	0.23	0.10	0.07	0.06	0.12	BLD	ND	BLD	ND	75.4
PSM-5	0.15	0.09	0.07	0.05	0.13	BLD	ND	BLD	ND	76.1
TSI21-1	0.23	0.09	0.05	0.11	0.07	0.09	ND	ND	ND	73.6
TSI21-2	0.09	0.11	0.14	0.05	0.11	BLD	ND	ND	ND	83.2
TSI21-3	0.32	0.03	0.08	0.43	0.06	0.17	ND	ND	ND	70.3
TSI21-4	0.10	0.11	0.09	0.07	0.08	BLD	ND	ND	ND	80.9
TSI21-5	0.25	0.10	ND	0.22	0.08	0.22	ND	ND	ND	87.0
TSI22-1	0.54	0.08	0.04	0.07	0.09	BLD	ND	ND	ND	72.8
TSI22-2	0.43	0.09	0.04	0.08	0.11	BLD	ND	ND	ND	84.9
TSI22-3	0.33	0.09	0.04	0.08	0.10	BLD	ND	ND	ND	81.0
TSI22-4	0.50	0.09	0.05	0.07	0.10	BLD	ND	ND	ND	84.9
TSI22-5	0.50	0.09	0.04	0.08	0.10	BLD	ND	ND	ND	83.8
LD		0.00	0.01	0.01	0.01	0.03	0.03	0.04	0.38	

BLD: Bajo límite de detección.

ND: No detectado.

LD: Límite de detección.

**Tabla S12.** Concentración de los congéneres de BDEs en muestras compuestas de algas marinas (n = 5) de Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla de Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla de Todos Santos en 2022 (TSI22).

Muestra	Lípidos (%)	BDE-28	BDE-47	BDE-100	BDE-99	BDE-154	BDE-153	BDE-183	BDE-209	FBDE-6001S
		ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	%
Blanco	0	0.05	0.10	BLD	0.08	BLD	ND	ND	ND	3.2
SRM-1947	8.22	2.74	66.60	13.27	22.76	5.67	3.60	ND	ND	82.3
SRM-1947 (%)	-	121.35	90.86	77.60	118.52	82.40	94.00	-	-	-
PB-1	0.13	0.05	0.07	0.04	0.05	ND	ND	ND	ND	76.5
PB-2	0.11	0.05	0.06	0.03	0.10	ND	ND	ND	ND	78.0
PB-3	0.15	0.05	0.06	0.03	0.05	ND	ND	ND	ND	78.0
PB-4	0.14	0.05	0.07	0.03	0.06	ND	ND	ND	ND	86.8
PB-5	0.09	0.06	0.08	0.03	0.06	ND	ND	ND	ND	86.7
PSM-1	0.14	0.05	0.08	0.03	0.07	ND	ND	ND	ND	73.4
PSM-2	0.13	0.06	0.09	0.03	0.10	ND	ND	ND	ND	76.8
PSM-3	0.17	0.06	0.08	0.03	0.09	BLD	ND	ND	ND	75.5
PSM-4	0.15	0.05	0.08	0.03	0.09	ND	ND	ND	ND	70.1
PSM-5	0.11	0.06	0.08	0.03	0.09	ND	ND	ND	ND	73.3
TSI21-1	0.14	0.08	0.09	0.05	0.13	BLD	ND	ND	ND	78.7
TSI21-2	0.11	0.07	0.06	0.03	0.06	BLD	ND	ND	ND	75.9
TSI21-3	0.09	0.06	0.04	0.06	0.05	BLD	ND	ND	ND	71.9
TSI21-4	0.09	0.05	0.06	0.03	0.06	ND	ND	ND	ND	88.3
TSI21-5	0.11	0.05	0.06	0.04	0.06	ND	ND	ND	ND	78.9
TSI22-1	0.11	0.08	0.06	0.04	0.03	ND	ND	ND	ND	82.76
TSI22-2	0.08	0.07	0.06	0.03	0.04	ND	ND	ND	ND	74.1
TSI22-3	0.11	0.07	0.05	0.04	0.04	ND	ND	ND	ND	76.3
TSI22-4	0.11	0.08	0.07	0.03	0.04	BLD	ND	ND	ND	82.3
TSI22-5	0.11	0.07	0.06	0.04	0.05	BLD	ND	ND	ND	79.1
LD		0.00	0.01	0.01	0.01	0.03	0.03	0.04	0.38	

BLD: Bajo límite de detección.

ND: No detectado.

LD: Límite de detección.

**Tabla S13.** Concentración de congéneres de BDEs en muestras compuestas de erizos de mar (n = 5) de Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla de Todos Santos en 2021 (TSI21) e Isla de Todos Santos en 2022 (TSI22).

Muestra	Lípidos (%)	BDE-28	BDE-47	BDE-100	BDE-99	BDE-154	BDE-153	BDE-183	BDE-209	FBDE-6001S
		ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	%
Blanco	0	0.04	0.10	ND	0.10	ND	ND	ND	ND	0.00
SRM-1947	10.86	2.12	69.56	18.21	23.10	6.16	4.55	ND	ND	107.0
SRM-1947 (%)	-	93.81	94.90	106.47	120.33	89.51	118.90			
PB-1	2.29	0.17	0.35	0.10	0.23	0.11	ND	ND	ND	119.7
PB-2	1.52	0.13	0.31	0.12	0.18	0.11	ND	ND	ND	128.0
PB-3	1.80	0.14	0.30	0.07	0.22	0.07	ND	ND	ND	122.8
PB-4	1.86	0.17	0.37	0.11	0.25	0.10	ND	ND	ND	123.8
PB-5	1.61	0.11	0.22	0.05	0.18	0.04	ND	ND	ND	129.3
PSM-1	1.81	0.06	0.56	0.16	0.16	0.02	ND	ND	ND	88.7
PSM-2	1.96	ND	0.28	0.07	0.18	0.02	ND	ND	ND	105.2
PSM-3	1.35	0.10	0.53	0.14	0.23	BLD	ND	ND	ND	106.6
PSM-4	1.60	ND	0.56	0.14	0.24	BLD	ND	ND	ND	112.7
PSM-5	2.35	0.13	0.70	0.15	0.21	0.02	ND	ND	ND	112.2
TSI21-1	1.77	0.15	0.23	0.12	0.14	BLD	ND	ND	ND	110.3
TSI21-2	2.40	0.10	0.24	0.04	0.15	BLD	ND	ND	ND	118.7
TSI21-3	2.99	0.15	0.26	0.09	0.18	BLD	ND	ND	ND	151.6
TSI21-4	2.65	0.09	0.31	0.06	0.21	BLD	ND	ND	ND	137.4
TSI21-5	3.60	0.55	0.41	0.06	0.29	0.02	ND	ND	ND	144.4
TSI22-1	2.82	0.14	0.24	0.05	0.17	BLD	ND	ND	ND	119.7
TSI22-2	3.18	0.12	0.28	0.06	0.16	0.02	ND	ND	ND	122.0
TSI22-3	1.82	0.20	0.36	0.11	0.18	0.03	ND	ND	ND	128.9
TSI22-4	0.71	0.11	0.28	0.09	0.18	0.05	ND	ND	ND	129.1
TSI22-5	2.75	0.32	0.29	0.08	0.20	0.03	ND	ND	ND	137.2
DL		0.02	0.04	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02	0.46	

BLD: Bajo límite de detección.

ND: No detectado.

LD: Límite de detección.

**Tabla S14.** Concentración de congéneres de BDEs en muestras compuestas de peces (n = 5) de Punta Banda (PB), Punta San Miguel (PSM), Isla Todos Santos en 2021 (IST21) e Isla Todos Santos en 2022 (IST22).

Muestra	Lípidos (%)	BDE-28	BDE-47	BDE-100	BDE-99	BDE-154	BDE-153	BDE-183	BDE-209	FBDE-6001S
		ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	ng g <sup>-1</sup>	%
Blanco	0	ND	0.10	BLD	BLD	ND	ND	ND	ND	98.70
SRM-1947	8.21	2.31	83.90	19.53	23.38	6.06	3.74	ND	ND	119.10
SRM-1947 (%)	-	102.21	114.46	114.23	121.76	88.07	97.74	-	-	-
PB-1	0.28	ND	0.05	0.04	BLD	ND	ND	ND	ND	96.7
PB-2	0.08	ND	0.05	0.03	BLD	ND	ND	ND	ND	109.3
PB-3	0.28	ND	0.08	BLD	0.09	ND	ND	ND	ND	110.1
PB-4	0.31	ND	0.09	BLD	0.07	ND	ND	ND	ND	106.2
PB-5	0.25	ND	0.12	0.04	0.12	ND	ND	ND	ND	96.4
PSM-1	0.90	BLD	0.15	0.04	0.16	ND	ND	ND	ND	105.1
PSM-2	0.48	BLD	0.14	0.03	0.13	ND	ND	ND	ND	105.0
PSM-3	0.89	BLD	0.14	0.03	0.16	ND	ND	ND	ND	109.0
PSM-4	0.62	BLD	0.25	0.05	0.21	ND	ND	ND	ND	109.5
PSM-5	0.51	BLD	0.21	0.05	0.19	ND	ND	ND	ND	110.0
TSI21-1	0.33	0.07	0.09	0.05	0.07	BLD	ND	ND	ND	100.0
TSI21-2	0.32	ND	0.04	0.04	BLD	ND	ND	ND	ND	103.5
TSI21-3	0.30	ND	0.08	0.04	0.06	ND	ND	ND	ND	114.00
TSI21-4	0.28	ND	0.06	BLD	BLD	ND	ND	ND	ND	116.5
TSI21-5	0.32	ND	0.07	BLD	0.07	ND	ND	ND	ND	109.0
TSI22-1	0.40	0.08	0.12	0.05	0.08	BLD	ND	ND	ND	97.3
TSI22-2	0.26	ND	0.04	BLD	0.06	ND	ND	ND	ND	107.4
TSI22-3	0.29	ND	0.08	BLD	0.10	ND	ND	ND	ND	118.2
TSI22-4	0.36	BLD	0.10	0.03	0.10	ND	ND	ND	ND	103.8
TSI22-5	0.28	ND	0.10	0.03	0.08	ND	ND	ND	ND	110.8
LOD		0.03	0.02	0.03	0.05	0.03	0.05	0.10	0.24	

BLD: Bajo límite de detección.

ND: No detectado.

LD: Límite de detección.

**Tabla S15.** Tiempo de retención (TR), ion de cuantificación (m/z), ion de confirmación (m/z) de cada uno de los congéneres de BDEs analizados por GC-NCI-MS.

<b>Congénere</b>	<b>TR (min)</b>	<b>Ion cuantificación (m/z)</b>	<b>Ion de confirmación (m/z)</b>
BDE-17	10.901	79	81
BDE-47	12.634	81	79
BDE-99	14.239	79	81
BDE-100	13.853	81	79
BDE-153	15.779	79	81
BDE-154	15.163	81	79
BDE-183	16.973	79	81
BDE-209	20.825	486	79
FBDE-4001S	11.838	79	161
FBDE-6001S	16.13	79	81