

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS



ECOLOGÍA DE ANÉLIDOS POLIQUETOS Y SU ASOCIACIÓN CON LA
COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL SEDIMENTO EN ESPACIO Y TIEMPO A LO LARGO
DE LA FRANJA COSTERA TIJUANA-ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.

DOCTORADO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFIA COSTERA

PRESENTA

OSMAR ROBERTO ARAUJO LEYVA

Ensenada, Baja California, México. Enero 2022

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

ECOLOGÍA DE ANÉLIDOS POLIQUETOS Y SU ASOCIACIÓN CON
LA COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL SEDIMENTO EN ESPACIO Y
TIEMPO A LO LARGO DE LA FRANJA COSTERA TIJUANA-
ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.

T E S I S

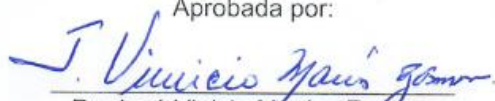
QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS PARA
OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

PRESENTA


OSMAR ROBERTO ARAUJO LEYVA


Aprobada por:


Dr. José Vinicio Macías Zambora
Director de tesis


Dra. Nancy Ramírez Álvarez
Sinodal


Dra. Luz Verónica Rodríguez Villanueva
Sinodal


Dr. Eugenio de Jesús Carpizo Ituarte
Sinodal


Dr. David Gillett
Sinodal

Resumen

El objetivo de este estudio fue describir y analizar la estructura, distribución y variación en espacio y tiempo de la composición de poliquetos bentónicos y su relación con características abióticas en sedimentos marinos a lo largo de la plataforma costera Tijuana-Ensenada. Este estudio forma parte del proyecto de monitoreo oceánico a largo plazo conocido como Programa de Monitoreo Regional de California Bight. Se analizaron un total de 151 estaciones (72 en 1998) y 79 en 2018) las cuales fueron recolectadas utilizando una draga Van Veen 0.1m, bajo un diseño de muestreo de mosaico estratificado al azar; abarcando los estratos de profundidad de 5 hasta 200m. Los parámetros ambientales registrados incluyeron profundidad, tamaño de grano del sedimento <math><63 \mu\text{m}</math> (%), carbono orgánico (%), y concentración de metales: Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn, y PBDEs. Mediante el análisis de las variables abióticas se determinó que el porcentaje de la fracción fina del sedimento <math><63 \mu\text{m}</math> (%), obtuvo un incremento del 35% al 45% del año 1998 al 2018, el carbono orgánico total (%) también aumento del año 1998 al 2018 con (0.41 a 0.75%), la variabilidad de los metales traza se incrementaron en escala temporal; Cd, Cr, Mn, Ni y Pb, mientras el Zn mantuvo un comportamiento de disminución a lo largo de del tiempo 1998-2018, ninguna de las variables químicas obtuvo concentraciones por encima de los valores ERL/ERM. El análisis de 79 estaciones durante la campaña Bight 2018 y de 72 estaciones durante la campaña Bight 1998, dio como resultado un total de 12,185 individuos de la Clase Polychaeta. Se observó un aumento temporal en los valores de abundancia durante las dos campañas oceanográficas Bight 1998 (4166 ind./0.1 m²); 2018 (8025 ind./0.1 m²). La riqueza de especies mostró un patrón de aumento del Bight 1998 al Bight 2018 con 205 especies y

300 especies, respectivamente. Las especies más representativas pertenecieron a la familia Spionidae: *Spiophanes duplex* y *Spiophanes kimballi* constituyendo arriba del 50% de los individuos totales en ambas campañas 1998 y 2018. Los índices de diversidad junto con el índice AMBI determinaron que la zona costera se encuentra en un estatus ecológico de bueno $H' \geq 2$ en escala regional y un estatus moderado/perturbado en las estaciones cercanas a las descargas de aguas residuales de las plantas de tratamiento, arroyos y actividades antropogénicas. Los análisis multivaridos BIOENV y ACC determinaron que existe poca correlación entre la comunidad de poliquetos y las variables abióticas registradas en este estudio, el factor profundidad y el tamaño fino del sedimento fueron los factores que determinaron las configuraciones de las comunidades de poliquetos. Se registraron diferencias significativas $P < 0.05$. entre la abundancia y los factores de profundidad y zona. El comportamiento de la estructura de la comunidad de poliquetos durante los años 1998 y 2018 se asoció principalmente a los eventos ENSO; 1998 (Niño extremo), 2013 (sequía) y 2016 (Niño fuerte), por lo que la comunidad de poliquetos responde mejor a la disminución de la perturbación a nivel regional causada por las condiciones hidrográficas/oceanográficas y climáticas que a la mayoría de las variables consideradas en este estudio.

Dedicatoria

A mi madre María de Jesús Leyva Campos

Que, a pesar del hambre, la carencia y de que nadie creía en mí, siempre me impulsaste, me corregiste e hiciste de mi un ser humano completo y digno de este reconocimiento, nada de esto lo hubiera logrado sin ti, gracias por darme la vida y por darme la fuerza para alcanzar mis sueños

A mi Hermana Denise Arlen

Que, aunque no lo sepas plantaste la semilla de curiosidad en mi corazón.

Al planeta tierra, por permitirme vivir esta experiencia en vida

A todos los científicos que se han esforzados por alcanzar la verdad, que el fruto de su esfuerzo caiga sobre el yugo de todos los hambrientos de duda y que la verdad cada vez esté más cerca de nosotros

Agradecimientos

A la Dra. Verónica Rodríguez-Villanueva, por brindarme su sincera amistad, darme la mano en tiempos oscuros e impulsarme cuando creía que todo se venía abajo, sin duda este trabajo no tendría esta calidad de no ser por sus enseñanzas y contribuciones, gracias por ser como una mamá para mí.

A mi director de tesis el Dr. Vinicio Macías Zamora, por darme la oportunidad de estar bajo su tutela, darme un espacio digno para realizar mi trabajo, ayudarme a crecer como un científico íntegro, un buen ser humano sobre todo enseñarme el significado de la dedicación, sin olvidar los recursos económicos, de verdad gracias.

A Laurirta “Chokis” y a Oscar “Bombom” por ser como parte de mi familia, regalarme tantas risas, ser atentos conmigo y apoyarme siempre, gracias por ser como de mi familia.

Al Dr. David Gillett por su paciencia, buenos comentarios y por incluirme como parte del programa de monitoreo Southern California Bight.

Al Dr. Eugenio Carpizo Ituarte por sus acertados comentarios, su ímpetu indomable y por su hambre de conocimiento, fue para mí un ejemplo de lo que debemos ser los científicos.

A Arturo Álvarez Aguilar por guiarme durante mis primeras etapas del doctorado y apoyarme en todo lo que necesite en ese momento.

A la Dra. Nancy Álvarez Aguilar, por enseñarme con base en esfuerzo y dedicación, que el trabajo, la perseveración y la crítica objetiva debe ser parte de cualquier científico.

A Félix Augusto Hernández por el apoyo, asesorías y comentarios tan acertados acerca de mi trabajo.

A Cristina y a la Dra. Nancy por su apoyo en la obtención de las muestras y apoyo económico

A Mari Carmen por su amistad y apoyo con el equipo de microscopía durante la pandemia, realmente me ¡salvaste mi tesis!

A Brenda Garzón Olvera por todo su cariño y afecto, por su paciencia y por apoyarme en la recta final de este proceso, Gracias por tanta paciencia y por enseñarme tanto sobre la vida.

A todos que de alguna manera contribuyeron de manera minúscula en la culminación de este sueño, a todas las personas de Ensenada y otros lugares que me brindaron la mano sin dudarlo, me impulsaron y crearon de mi la persona que soy ahora. Gracias, por tanto

***No hay nadie menos afortunado que el hombre a quien la adversidad olvida,
pues no tiene oportunidad de ponerse a prueba.***

Seneca

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	16
OBJETIVO GENERAL	24
Objetivos específicos.....	24
MARCO TEÓRICO	27
Antecedentes biológicos.....	28
Antecedentes fisicoquímicos.....	32
<i>Metales Traza</i>	33
<i>Compuestos orgánicos persistentes (COPs)</i>	35
ÁREA DE ESTUDIO	37
Corrientes y circulación.....	39
MATERIALES Y MÉTODOS	43
Métodos de muestreo de campo.....	43
Macroinvertebrados bénticos.....	45
Determinación de componentes químicos.....	47
<i>Tamaño de grano</i>	47
<i>Carbono orgánico total</i>	48
<i>Metales traza</i>	48
<i>COPs: Compuestos orgánicos persistentes</i>	49
<i>Extracción de PBDEs en sedimentos</i>	49
Análisis de datos.....	52
<i>Análisis de la estructura comunitaria de poliquetos</i>	53
<i>Ensamblajes comunitarios- Relación Biota Ambiente</i>	59
RESULTADOS	66
Factores abióticos	66
<i>Fracción fina del sedimento</i>	66
<i>Materia orgánica</i>	69
<i>Metales traza</i>	71
<i>PBDEs: Éteres de polibromodifenil</i>	73
Macrofauna bentónica	75

Cambios temporales en la estructura comunitaria de poliquetos Bight 1998 y 2018	82
<i>Comunidades de poliquetos bénticos: Índices de diversidad</i>	88
<i>Ensamblajes de las comunidades a través del tiempo</i>	92
Cambios espaciales en la estructura comunitaria de poliquetos Bight 2018 y 1998	98
<i>Relación con las variables abióticas</i>	128
DISCUSIÓN	135
Factores abióticos	135
Estructura comunitaria del macrobentos	138
Poliquetos y su respuesta al estrés ambiental a través de 20 años de estudio	139
Distribución de las especies	141
Diversidad y su importancia como parámetro de ambientes perturbados	142
Ensamblaje de las comunidades de poliquetos	143
Factores ambientales y su relación con las comunidades de poliquetos	144
índice de calidad biótica	146
CONCLUSIONES	147
LITERATURA CITADA	150
ANEXOS	167

Índice de figuras

- Figura 1. Área de estudio Bight 2018: Franja costera Tijuana-Ensenada. Modificado de (Alvarez-Aguilar *et al.* 2017) 38
- Figura 2. Municipios que se encuentran dentro de la franja costera Tijuana-Ensenada y su número de habitantes según datos del (INEGI, 2017). 40
- Figura 3. Esquema de lance de draga Van Veen para toma de muestras durante las campañas Bight 2018-1998. 44
- Figura 4. Esquema general de la metodología de la toma de muestra a bordo de la embarcación. 45
- Figura 5. Etapas de un análisis multivariado basado en coeficientes de similaridad modificado de (Clark y Warwick, 1994). 60
- Figura 6. Diagrama de cajas y bigotes para el porcentaje de la fracción fina de sedimento superficial % <63um durante las campañas 1998 y 2018, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos. 67
- Figura 7. Diagrama de cajas y bigotes para el porcentaje de fracción fina de los sedimentos superficialia %<63um para cada zona del área de estudio, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atipicos. 68
- Figura 8. Diagrama de cajas y bigotes para el porcentaje de carbono orgánico (%CO) de los sedimentos superficiales durante las campañas 1998 y 2018 del área de estudio. Las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana, los círculos los outliers. 69
- Figura 9. Diagrama de cajas y bigotes para el porcentaje de Carbono Orgánico (%CO) de los sedimentos superficiales para cada zona del área de estudio, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos los valores atipicos. 70
- Figura 10. Diagrama de cajas y bigotes de la concentración de metales traza en sedimentos superficiales durante las campañas Bight 1998 y 2018 en la zona de estudio.

Las líneas en las cajas indican el valor de la mediana, mientras las líneas discontinuas indican el valor ERL para cada compuesto y los círculos a los valores atípicos. 72

Figura 11. Diagrama de cajas y bigotes de la concentración de $\Sigma 15\text{PBDEs}$ (ng/g d.w.) en sedimentos superficiales del área de estudio, durante las campañas 2018. Las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos. 73

Figura 12. Diagrama de cajas y bigotes de la concentración de $\Sigma 15\text{PBDEs}$ (ng/g d.w.) en sedimentos superficiales del área de estudio para cada zona del área de estudio, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos. 74

Figura 13. Abundancia relativa de los grupos recolectados durante las campañas Bight 1998 y 2018. 76

Figura 14. Abundancia relativa de los grupos recolectados en la zona norte durante las campañas 1998 y 2018. 77

Figura 15. Abundancia relativa de los grupos recolectados en la zona centro durante las campañas 1998 y 2018. 79

Figura 16. Abundancia relativa de los grupos recolectados en la zona sur durante las campañas 1998 y 2018. 81

Figura 17. Diagrama de cajas y bigotes de la abundancia de poliquetos ind/m² durante las campañas 1998 y 2018, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos los valores atípicos. 83

Figura 18. Curva de acumulación de especies observadas durante la campaña, Sobs; especies totales por muestra, Chao 1-2; muestran las especies raras en cada estación y Jackknife; especies únicas durante la campaña BIGHT 1998. 84

Figura 19. Curva de acumulación de especies observadas durante la campaña, Sobs; especies totales por muestra, Chao 1-2; muestran las especies raras en cada estación y Jackknife; especies únicas durante la campaña BIGHT 2018. 85

Figura 20. Composición de las especies más representativas durante las campañas superior; BIGHT 1998 e inferior; Bight 2018. 87

Figura 21. Mapa de la distribución del índice de diversidad H' a través de la campaña Bight 1998.	89
Figura 22. Mapa de la distribución del índice de diversidad H' a través de la campaña Bight 2018.	91
Figura 23. Gráfico de ordenamiento, Escalamiento no Métrico Multidimensional (nMDS), basado en la medida de similitud de Bray-Curtis sobre los valores de composición y abundancia de poliquetos durante las campañas Bight 1998 y 2018.	93
Figura 24. Diagrama de cajas y bigotes de la abundancia de poliquetos ind/m ² en la zona norte durante las campañas 1998 y 2018. Las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.	99
Figura 25. Gráfico de líneas de la riqueza de especies en la zona norte durante las campañas 1998 y 2018.	100
Figura 26. Composición de las especies más representativas de la zona norte a través de las campañas superior; BIGHT 1998 e inferior; Bight 2018.	102
Figura 27. Diagrama de cajas y bigotes de la abundancia de poliquetos ind/m ² en la zona centro durante las campañas 1998 y 2018. Las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.	106
Figura 28. Gráfico de líneas de la riqueza de especies en la zona centro durante las campañas 1998 y 2018.	107
Figura 29. Composición de las especies más representativas de la zona centro a través de las campañas superior; BIGHT 1998 e inferior; Bight 2018.	109
Figura 30. Diagrama de cajas y bigotes de la abundancia de poliquetos ind/m ² en la zona sur durante las campañas 1998 y 2018, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.	112
Figura 31. Gráfico de líneas de la riqueza de especies en la zona centro durante las campañas 1998 y 2018.	114
Figura 32. Composición de las especies más representativas de la zona sur a través de las campañas superior; BIGHT 1998 e inferior; Bight 2018.	116

Figura 33. Gráfico de ordenamiento, Escalamiento no métrico multidimensional (nMDS), basado en la medida de similitud de Bray-Curtis sobre los valores de composición y abundancia de poliquetos durante la campaña Bight 1998 utilizando los valores categóricos de zona (a) y profundidad (b). Inner Shelf (somera), Mid Shelf (media), Outer Shelf (profunda). 119

Figura 34. Gráfico de ordenamiento, Escalamiento no métrico multidimensional (nMDS), basado en la medida de similitud de Bray-Curtis sobre los valores de composición y abundancia de poliquetos durante la campaña Bight 2018 utilizando los valores categóricos de zona (a) y profundidad (b). Inner Shelf (somera), Mid Shelf (media), Outer Shelf (profunda). 124

Figura 35. Gráfico de ordenamiento Triplot del análisis de correspondencia canónica durante las campañas Bight 1998 y 2018, los puntos azules representan las especies de poliquetos. 130

Figura 36. Distribución de las especies según el score AMBI durante las campañas Bight 1998 y 2018 el punto señala el valor promedio. 132

Figura 37. Gráfico de puntos para cada estación y zona; Verde: zona sur, amarillo; zona centro, rojo; zona norte, según su puntaje AMBI durante las campañas Bight 1998 y 2018. 134

Índice de tablas

Tabla 1. Concesiones Autorizadas Para la Cría de Atún Aleta Azul en el Pacífico Mexicano.	42
Tabla 2. SIMPER: Análisis del conjunto de especies que formaron los grupos como resultado de las pruebas de similitud de Bray-Curtis y el grafico de ordenación n-MDS durante las campañas Bight 1998 y 2018.	94
Tabla 3 Resultados del análisis Permanova usando las campañas 1998 y 2018, las zonas y los estratos de profundidad, los valores significativos se encuentran en rojo.	96
Tabla 4. Resultados del análisis de la prueba de pares permutacional	97
Tabla 5. Índices de diversidad; Pielou (J'), Shannon ($H' \log_2$) y Simpson ($C'-\text{Lambda}$) de la zona norte a través de las campañas 1998 y 2018.	104
Tabla 6. Índices de diversidad; Pielou (J'), Shannon ($H' \log_2$) y Simpson ($C'-\text{Lambda}$) de la zona centro a través de las campañas 1998 y 2018.	110
Tabla 7. Índices de diversidad; Pielou (J'), Shannon ($H' \log_2$) y Simpson ($C'-\text{Lambda}$) de la zona sur a través de las campañas 1998 y 2018.	117
Tabla 8. SIMPER: Análisis del conjunto de especies que formaron los grupos como resultado de las pruebas de similitud de Bray-Curtis y el grafico de ordenación n-MDS durante la campaña Bight 1998.	120
Tabla 9. Resultados del análisis Permanova usando la campaña 1998, las zonas y los estratos de profundidad, además de la prueba de pares permutacional para cada variable. Los valores en color rojo indican las diferencias significativas.	122
Tabla 10. SIMPER: Análisis del conjunto de especies que formaron los grupos como resultado de las pruebas de similitud de Bray-Curtis y el grafico de ordenación n-MDS durante la campaña Bight 2018.	125

Tabla 11. Resultados del análisis Permanova usando la campaña 2018, las zonas y los estratos de profundidad, además de la prueba de pares permutacional para cada variable. Los valores en color rojo indican los valores significativos. 127

Tabla 12. Resultados del análisis correspondencia canónica utilizando las 19 variables para fisicoquímicas durante la campaña 1998 y las 12 variables durante la campaña 2018. 128

Tabla 13. Resultados del análisis BIOENV durante las campañas 1998 y 2018 y las variables registradas. 131

Tabla 14. Abundancia relativa de las especies de poliquetos durante las campañas Bight 1998 y 2018, se muestran el orden propuesto por (SCAMIT 2012) 167

INTRODUCCIÓN

Zona costera y su relación con la vida

La mayor parte de la superficie del planeta tierra (70.8%) está cubierta por océanos y mares que ocupan un espacio favorable para el desarrollo de la vida (Lara-Lara *et al.* 2008). Si se excluye a los insectos, el 65% de las especies conocidas de la Tierra son marinas o viven una parte de su vida en el mar (Thorson 1971). No es de extrañar entonces que el ser humano dependa en gran medida de los océanos y las zonas costeras para la obtención de recursos tales como la pesca, el turismo, materiales, sal de mar, elementos como el bromo y magnesio, además de múltiples servicios ambientales como son la regulación del clima, ciclo de nutrientes y área de crianza de peces, aves e invertebrados marinos. (Leslie y McLeod, 2007, White *et al.* 2012). Sin embargo, como consecuencia de la creciente población humana y la diversidad de actividades derivadas de esta, han surgido fuentes estresoras como la contaminación química por pesticidas, metales y materia orgánica, además de la perturbación derivada de la sobre explotación de recursos alimenticios, petróleo, aceites, minerales, antibióticos y productos de belleza, (Rodriguez-Villanueva 2003).

La zona costera se distingue por ser el área que funciona como puente entre los ecosistemas acuáticos y terrestres, esto debido a su alta diversidad de hábitats y gradientes ambientales. Sin embargo, la gran mayoría de los residuos generados por las actividades humanas son arrastrados o depositados directamente en el mar, provocan constantes perturbaciones, entre las cuales se encuentran los vertederos

de desechos urbanos e industriales (Crossland *et al.* 2005; Lee *et al.* (2006), desechos sólidos, como materia orgánica (Vikas y Dwarakish, 2015) y plásticos (Barnes, 2005), además de fuentes no puntuales como tanques sépticos, automóviles, camiones y barcos (White *et al.* 2012; Nie *et al.* 2018).

Ecología de sedimentos y su importancia para la evaluación de zonas costeras

Dentro de las costas el sedimento juega un papel importante, cumple la función de depósito de los componentes que provienen del continente, de los materiales y sustancias que se dispersan en la columna de agua, y de los gases que al mezclarse se precipitan hacia el fondo del mar. Algunos de estos componentes pueden llegar a concentrarse por períodos largos de tiempo Beiras, (2018). El sedimento funciona como hábitat y son base alimenticia de los organismos bentónicos. (Rodríguez-Villanueva *et al.* 2003, Carvalho y Barros 2017).

No obstante, también existen eventos climáticos; El Niño y la Niña, cuya magnitud de gran escala generan estrés costero y que en sinergia con perturbaciones antropogénicas pueden llevar al empobrecimiento y la debilitación de los ambientes costeros, afectar así a la biodiversidad, el equilibrio ecológico y la cadena alimenticia de las comunidades de invertebrados (Rodríguez-Villanueva *et al.* 2003; Halpern *et al.* 2018).

Estos fenómenos tienen el efecto de transformar los ecosistemas complejos ricos en diversidad de especies a fondos monótonos dominados por unas pocas especies, esta transformación se debe principalmente a cambios en los sedimentos lo que debilita los mares productivos en zonas muertas anóxicas (Jackson, 2008).

El estado de los invertebrados y los anélidos poliquetos y su uso para evaluar los impactos ambientales

Los invertebrados que habitan los sedimentos marinos están estrechamente ligados por los procesos y características que suceden en el bentos. La variación que la estructura de las comunidades refleja bajo la influencia de los gradientes ambientales como; la materia orgánica, profundidad, tamaño de grano del sedimento, metales y contaminantes orgánicos los convierte en una de las herramientas clave para la elaboración de estudios ecológicos y monitoreos, pues su sensibilidad o tolerancia al estrés natural y químico los ha potenciado como grupos clave para indicar el estado de salud (Pearson y Rosenberg 1978; Gray, 1981; Carvalho *et al.* 2006). Comprender la estructura comunitaria de grupos como los poliquetos, oligoquetos y nematodos es clave para entender los procesos que perturban los sedimentos marinos (Lenihan *et al.* 2003). Particularmente, los poliquetos juegan un papel importante en el funcionamiento de las comunidades bénticas, cuando se habla de reciclaje, reelaboración y bioturbación de sedimentos marinos y del entierro de materia orgánica (Hutchings, 1998). A menudo son el taxón dominante en los sedimentos bénticos, tanto en número de especies como abundancia de individuos, debido a esta característica son uno de los organismos clave en estudios ambientales.

Aunque su elevada abundancia es una de las principales propiedades como indicadores, poseen otros atributos de importancia como sus modos de alimentación (niveles tróficos), su extraordinaria capacidad para adaptarse a una amplia gama de hábitats y variaciones ambientales, esto les permite responder de forma eficiente a muchos tipos de estrés ya sea natural y/o antropogénico (Gray, 1981, Dean, 2008).

Repercusiones del declive taxonómico, “suficiencia taxonómica”

Una de las discusiones más frecuentes en los estudios ecológicos de campo suele ser la magnitud con la que se elaboran tres principales actividades, la primera de ellas es el número de las muestras y estaciones a considerar, la segunda es con respecto a la periodicidad y temporalidad del estudio y la última, pero no menos importante, es la especificidad del taxon al que serán evaluadas las muestras biológicas y no es de extrañar que los estudiantes, practicantes e inclusive expertos en áreas se pregunten si vale la pena el esfuerzo de llevar a cabo la identificación a nivel especie (Godfray, 2007; Mayo *et al.* 2008).

No obstante, la actual demanda de taxónomos en el mundo no es debido a la necesidad de los expertos de describir nuevas especies, realizar cambios en árboles filogenéticos o de generar nuevas herramientas para la taxonomía, sino más bien en la urgente tarea de determinar la biodiversidad en la era del hombre “Antropoceno” (Samper 2004; Godfray, 2007).

Identificar organismos al nivel taxonómico necesario o “suficiente” también llamada "suficiencia taxonómica" (Ellis, 1985). Es el método por el cual se identifican los organismos hasta la resolución “idónea” para detectar estresores en la estructura comunitaria, se popularizó rápidamente desde los años 80's, siendo el nivel orden y familia los taxones más recurrentes en este tipo de estudio, sin embargo, el riesgo de utilizar taxones altos como sustitutos de la biodiversidad es considerar que grupos con alta diversidad; familias con muchas especies, son comparables con otros grupos de taxones que contienen un número menor de especies (May, 1990). Por lo tanto, la resolución en la estimación de la riqueza de especies podría ocultar centros de diversidad (Prance, 1994). Cada fuente de variabilidad puede conducir a una peligrosa pérdida de información cuando la precisión taxonómica disminuye, especialmente si hay evidencias de la existencia de especies sensibles “clave” que pueden mostrar claros patrones de estrés (Terlizzi *et al.* 2003).

Por lo tanto, el conocimiento de las especies, su biología y ecología, es un atributo indispensable para definir el posible nivel taxonómico suficiente en los estudios ecológicos y de seguimiento como los monitoreos ambientales y trabajos de campo de investigaciones locales. De esta manera es probable que el uso de la suficiencia taxonómica sea más apropiado cuando ya se han completado los estudios de referencia a nivel de especie en el área de estudio específica (Olsgard y Somerfield, 2000).

No se debe hacer aproximaciones *a priori*: sobre los cambios en la estructura de la biodiversidad; el conocimiento profundo de los sistemas y sus especies es el primer paso crucial. El lado oscuro es que los estudios ecológicos tienen una demanda creciente, mientras los recursos taxonómicos “especies” continúan disminuyendo (Maurer, 2000). Siendo este un aspecto de vital importancia si consideramos que nos encontramos en una crisis taxonómica justo en la "era de la biodiversidad" (Terlizzi *et al.* 2003). La generalización de métodos que implican una baja resolución taxonómica, incluso aunque estos sean respaldados por rigurosos análisis estadísticos, podrían conducir a largo plazo, a enormes pérdidas del conocimiento como consecuencia de la escasa reposición de taxónomos. (Scheltema, 1996; Boero, 2001).

Programa de monitoreo ambiental de la Cuenca sur de California

La región costera de la Cuenca del Sur de California (SCB) representa una de las regiones costeras con mayor población, por esto es considerada una región con constante flujo de estresores en su plataforma costera (Macías-Zamora, 2014), sumado a esto, el desarrollo acelerado de actividades humanas produce una gama de compuestos nocivos cuyo destino final suelen ser los sedimentos marinos. Muchos de estos compuestos se caracterizan por tener una gran persistencia, esto produce efectos en cadena de bioacumulación/biomagnificación y con ello el aumento de su toxicidad y capacidad de dispersión (Choi *et al.* 2011).

Dentro de los contaminantes más frecuentes en los sedimentos costeros se pueden mencionar a los metales traza (Purves, 1985), contaminantes orgánicos persistentes (COPs), dentro de ellos hidrocarburos aromáticos polinucleares; PAHs, Polibromodifenil éteres; PBDEs y plaguicidas organoclorados como Diclorodifeniltricloroetano; DDT, la mayoría de ellos como resultado de las actividades humanas (Jones y De Voog, 1999).

Como resultado del esfuerzo de diversas organizaciones en el estudio de los ecosistemas marinos, han surgido programas de monitoreo (Schiff *et al.* 2006, Ranasinghe *et al.* 2012, Schiff *et al.* 2019), que se dedican a recabar información físico-química de vital importancia para comprender los cambios que ocurren en la región a través del tiempo y en escala local o regional, lo que permite responder ante los cambios que se generan en los ecosistemas derivados de la perturbación.

El presente estudio forma parte de uno de los pocos esfuerzos en México por entender el estado de la zona costera, evaluar y ampliar el conocimiento del impacto provocado por los factores abióticos y estresores antropogénicos mediante la observación de las interacciones que existen entre la fauna de fondos blandos, específicamente la comunidad de anélidos poliquetos considerando la profundidad, las características del sedimento, el contenido de carbono orgánico, PBDEs y metales traza.

Los monitoreos ambientales representan una oportunidad para percibir y comprender los cambios que ocurren en la estructura de la comunidad de poliquetos (abundancia, riqueza específica, diversidad) en escala temporal (1998-2018). Este conocimiento representa un esfuerzo por atenuar los huecos de información existentes en el área de estudio como consecuencia de los fenómenos naturales (El Niño, La Niña (ENSO)); las masas de aguas cálidas en el pacífico (Blob) y los procesos antropogénicos (Plantas de tratamiento, dragados, ranchos atuneros, granjas de moluscos, termoeléctrica, etc) presentes en la región.

El programa de monitoreo regional Bight ha proporcionado información valiosa a lo largo de veinte años en las costas de Tijuana-Ensenada, lo que ha permitido localizar y evaluar los impactos locales y regionales generados por fenómenos naturales y estresores antropogénicos que actualmente afectan y modifican los ecosistemas bénticos a lo largo de la plataforma costera. Por ende, es de suma importancia dar continuidad a los estudios elaborados por Rodríguez-Villanueva 2005; Rodríguez-Villanueva *et al.* 2003 y Álvarez-Aguilar *et al.* (2017) los cuales sirven de línea base para la toma de decisiones sobre los impactos emitidos a la costa. Así como continuar disminuyendo los vacíos de información sobre las comunidades bénticas de poliquetos por los constantes cambios que se generan en la región debido al desarrollo urbano-económico de la franja costera Tijuana-Ensenada. A sí mismo, se busca comprender con mayor precisión el funcionamiento de los ecosistemas costeros y así poder otorgar las herramientas necesarias para los tomadores de decisiones y encargados de los recursos naturales, para su protección, restauración o disponibilidad de estos bienes y servicios.

HIPÓTESIS

La comunidad béntica de anélidos poliquetos mostrará una mayor respuesta a las variables físico-químicas, biogénicas o antropogénicas, por lo que esta se verá modificada o alterada en escala regional y local por al menos una de estas variables a través del tiempo y el espacio. De esta manera se espera poder discernir entre las variables de estrés de mayor magnitud para la zona costera Tijuana-Ensenada.

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar la estructura espacio-temporal de la comunidad béntica de anélidos poliquetos y realizar una evaluación ambiental de la plataforma costera Tijuana-Ensenada con base en los elementos físico-químicos y naturales de los sedimentos, profundidad, tamaño de grano del sedimento (% <math><63\mu\text{m}</math>), % de carbón orgánico total y contaminantes orgánicos (PBDEs) e inorgánicos (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn y Pb).

Objetivos específicos

- a Identificar la composición específica de la fauna de poliquetos bénticos en los sitios muestreados durante el C/O Bight 2018.
- b Comparar la composición a nivel de especie de la fauna de poliquetos bénticos identificados durante los C/O 1998 y 2018.
- c Determinar los patrones de abundancia y distribución de los poliquetos bénticos en los sitios muestreados durante el C/O Bight 2018.

- d Caracterizar la estructura comunitaria de los poliquetos bénticos analizando las variaciones espaciales de los parámetros ecológicos de abundancia, diversidad, equidad y dominancia de las especies durante la C/O Bight 2018.
- e Analizar y determinar si existen cambios estructurales de la comunidad de poliquetos entre las áreas de muestreo; Sur, Centro y Norte de la zona de estudio durante la C/O Bight 2018.
- f Determinar si existen diferencias significativas en espacio y tiempo de la estructura de comunidades de poliquetos en la zona costera Tijuana-Ensenada.
- g Determinar las características de la zona de estudio con base en los parámetros ambientales medidos durante el C/O Bight 2018 y realizar una comparación con las obtenidas en la C/O 1998.
- h Determinar si los parámetros químicos del sedimento medidos como PBDEs y metales traza inducen cambios sobre la estructura comunitaria de poliquetos en la zona costera Tijuana- Ensenada durante el C/O Bight 2018.
- i Analizar, determinar e Identificar los ambientes perturbados o estresados y valorar los efectos con base a la estructura espacial de las especies de poliquetos bénticos con características de susceptibilidad o tolerancia durante el C/O Bight 2018 y comparar el C/O 1998.

- j Evaluar la calidad del sedimento de los sitios perturbados y posible efecto toxicológico sobre la estructura comunitaria de poliqueto utilizando las guías de calidad del sedimento ERL-ERM en el C/O Bight 2018.
- k Evaluar la calidad del hábitat utilizando el índice biótico AMBI (Ahti) durante C/O 1998 y 2018.

MARCO TEÓRICO

La Cuenca del Sur de las Californias representa uno de los ambientes costeros y de recursos ecológicos único en el Océano Pacífico. La heterogeneidad geográfica y la dinámica hidrológica proporcionan un hábitat idóneo para el desarrollo de la biodiversidad de la flora y fauna (Dailey *et al.*, 1993). En conjunto la suma de sus hábitats en la región, conforman cerca de 350 especies de peces y 5000 especies de invertebrados, además de incluir a más de una docena de especies de mamíferos y aves marinas categorizadas como amenazadas o en peligro de extinción bajo la NOM-059 (Cartron *et al.* 2005).

Los trabajos realizados en la región de estudio se pueden catalogar como puntuales y unidisciplinarios debido a que abordan tópicos específicos, algunos con una detallada caracterización de los parámetros químicos del sedimento, otros con enfoque taxonómico descriptivo de grupos típicos y otros con enfoque ecológico-comunitario. Sin embargo, la cantidad de investigaciones que engloban múltiples disciplinas, son escasos, por lo que aquellas investigaciones con la capacidad de describir las comunidades de invertebrados bénticos y su relación con las características químicas del sedimento generadas por la perturbación antropogénica, o por la presión climática, son inusuales.

Biodiversidad

La diversidad es uno de los parámetros ecológicos ampliamente usados en los monitoreos regionales, es posible detectar perturbación en la zona costera mediante el riguroso análisis de los parámetros de abundancia, riqueza específica y diversidad de la macrofauna béntica, a través de los gradientes ambientales. (Ferraro y Cole 1990). Por ende, el estudio de los anélidos poliquetos caracterizados por tener especies sensibles y tolerantes a ciertos factores ambientales es una herramienta de gran utilidad. Este grupo de invertebrados marinos poseen atributos de importancia ecológica como su generalizada presencia en los sedimentos marinos, elevada abundancia y un gran número de especies. El análisis de su diversidad proporciona información acerca del estado de salud de los ecosistemas bénticos donde habitan (Maurer *et al.* 1988).

Antecedentes biológicos

Pocos estudios abordan de manera robusta e integral el uso de invertebrados como indicadores de calidad ambiental en México y Sudamérica, no obstante, la mayoría de estos trabajos han sido realizados en la porción americana quienes han estudiado la perturbación de los ambientes bénticos desde 1973, una gran parte de estos esfuerzos han sido realizados, por los laboratorios de monitoreo ambiental de los condados de California y por la agencia del Southern California Coastal Water Research Project (SCCWRP).

No obstante, en la porción mexicana del sur de la Cuenca de las Californias también se han realizados contribuciones al estudio de la contaminación en la zona costera tomando en cuenta a los invertebrados marinos, entre estos se puede mencionar a autores como Lizárraga-Partida (1974) quien utilizó la distribución de las especies de poliquetos para determinar la calidad de los fondos de la dársena portuaria de Ensenada, clasificando los fondos en; abiótico, muy contaminado, contaminado, semi contaminado y poco contaminando.

Donath-Hernández y Loya-Salinas (1989), estudiaron el efecto de la contaminación orgánica sobre la macrofauna béntica de la Bahía de Todos Santos, el estudio tuvo como objetivo validar una serie de análisis numéricos utilizando la abundancia relativa como parámetro base para clasificar las áreas dañadas o perturbadas, de esta manera y en función de los organismos dominantes registraron como áreas de perturbación la dársena portuaria de Ensenada donde determinaron dos zonas una clasificada como “dañada” y otra como “perturbada”, mientras que la zona cercana al estero de Punta Banda la definieron como “normal”.

Rodríguez-Villanueva (1997) y Rodríguez-Villanueva *et al.* (2000), estudiaron la composición de la comunidad de poliquetos en Bahía Todos Santos. Obteniendo valores de diversidades altos $\geq 70\%$ para casi toda la porción del área de estudio concluyendo que el área se encontraba como poco perturbada, en tanto las áreas con valores de diversidad bajos $\leq 30\%$ se consideraron áreas perturbadas y bajo condiciones de estrés, dichas zonas se caracterizan por estar expuestas a constante estrés debido a su cercanía con áreas donde existen descargas de aguas

residuales y la actividad de depósito de dragado de los sedimentos del puerto de Ensenada.

Rodríguez-Villanueva (2003), realizó el análisis de 72 estaciones frente a la costa noroeste de México. Siendo este el primer estudio que definió la línea base del análisis de la comunidad de poliquetos para la parte mexicana o más al sur de la región del Southern California Bight (SCB). Se caracterizaron los patrones espaciales de los ensamblajes de poliquetos para determinar la evidencia del impacto de factores antropogénicos provenientes de las descargas de aguas residuales de las plantas de tratamiento ubicadas a lo largo del área de estudio. Se identificaron un total de 4231 anélidos poliquetos que representan a 38 familias y 210 especies, que constituyeron el 53% de la macrofauna total. Las familias con mayor riqueza de especies fueron Spionidae (18 spp.), Onuphidae (15 spp.) y Terebellidae (14 spp.). Las especies con mayor abundancia fueron *Spiophanes duplex* (490 ind.), *Spiophanes kimbali* (330 ind.), *Phisidia sanctaemariae* (209 ind.), *Pectinaria californiensis* (138 ind.) y *Euclymeninae* sp. A (124 ind.). Con base en los ensamblajes de poliquetos, se concluyó que las comunidades del SCB en la parte mexicana o más sur estaban compuestas principalmente por especies no oportunistas y no se encontraron especies numéricamente dominantes. Los valores altos de diversidad de poliquetos (H') indicaron que la mayor parte del área de estudio podría considerarse un hábitat no perturbado.

Rodríguez-Villanueva (2005), caracterizo el patrón espacial y la estructura comunitaria de invertebrados bénticos a lo largo de la región costera Tijuana-Ensenada, este estudio sirvió como línea base para el inicio de las campañas de monitoreo Bight y estuvo orientado a encontrar la influencia de los contaminantes del sedimento costero sobre la estructura comunitaria de los macroinvertebrados bénticos, así como determinar posibles fuentes puntuales de perturbación en el área. Registró que la mayoría de las zonas estudiadas presentaban diversidad alta y poca dominancia de especies, por lo que estas fueron consideradas como áreas con poca perturbación ambiental. Los principales factores ambientales que determinaron los ensamblajes de la comunidad de macroinvertebrados fueron la; profundidad, porcentaje de carbono orgánico y al tamaño fino del sedimento.

Álvarez-Aguilar *et al.* (2017), analizaron la estructura espacio temporal de la comunidad de poliquetos a lo largo de la región franja costera Tijuana-Ensenada durante dos campañas de monitoreos oceanográficos Bight (1998, 2013). De esta manera evaluó la variación espacio-temporal de la comunidad de poliquetos, utilizo un grupo de factores físico-químicos del sedimento tales como; tamaño de grano del sedimento y las concentraciones de metales traza (Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn). Realizo el análisis de un total de 72 estaciones durante la campaña Bight de 1998 y 66 estaciones durante el 2013, observando abundancias 10 veces mayores entre las campanas 1998 y 2013. Las familias con mayor abundancia fueron Spionidae, Chaetopteridae y Phyllodocidae, familias que tienden a estar asociadas con sitios enriquecidos por materia orgánica, estas familias fueron frecuentes en las zonas cercanas a las plantas de tratamientos de aguas residuales binacional y a las zonas

cercanas a las descargas de los deltas. Este autor recalca la necesidad de que las investigaciones de las comunidades bénticas se realicen llevando la identificación a niveles más rigurosos como a nivel de especie, así como la adición de más variable físico-químicas, ya sean naturales y/o antropogénicas, para que de esta manera en conjunto se puedan explicar con mayor precisión los fenómenos que modifican los parámetros de abundancia, diversidad y riqueza de especies de la comunidad de poliquetos.

Antecedentes fisicoquímicos

La química de los sedimentos marinos es uno de los componentes que han sido más ampliamente estudiados en los océanos. Dentro de los elementos más importantes en el estudio de la perturbación de los ambientes costeros, se pueden mencionar algunos componentes de vital importancia en dichos estudios, desde variables batimétricas, biológicas, compuestos inorgánicos como metales traza, además de una gama considerable de sustancias orgánicas, tal como los llamados compuestos orgánicos persistentes (COPs). Debido a los efectos que ejercen sobre las comunidades de organismos marinos y a su usual presencia en los sedimentos de las costas, la cantidad de estudios en los sedimentos bénticos costeros han ido en aumento en la última década (Rodríguez-Villanueva 2003; Rodríguez-Villanueva 2005, Álvarez-Aguilar *et al.* 2017).

Metales Traza

Las concentraciones de metales en los sedimentos marinos están determinadas por factores físicos y geológicos, como el dinamismo hidrológico costero, los aportes debido a la descarga de deltas, la intensidad de las corrientes y el perfil de playa (Windom *et al.* 1989; Macías- Zamora *et al.* 2009), del mismo modo existen procesos biológicos que influyen en su deposición en los sedimentos, algunos de ellos corresponden a reacciones metabólicas del plancton dadas sobre los estratos superficiales de la columna de agua, así como de la interacción de las partículas en procesos de adsorción y liberación llevada durante su circulación (Luoma, 2017). La concentración de metales traza en los sedimentos puede variar ampliamente entre los ambientes marinos, debido a las características físico-geológicas únicas de cada región, (Macías-Zamora *et al.* 2009) menciona que, aunque las concentraciones obtenidas en las Costas del Pacífico de Baja California no rebasan los valores considerados como potencialmente peligrosos para la biota marina, estos no dejan de representar un riesgo para algunas especies, esto como consecuencia de la falta de información en los inventarios de la biodiversidad de la fauna y flora local.

Entre los trabajos realizados sobre las concentraciones de metales traza en el área de estudio se pueden citar algunos elaborados por Villaescusa-Celaya *et al.* (2000) Los autores analizaron la concentración de metales traza en la fracción fina de sedimentos de Point Loma y la región fronteriza de México: (en $\mu\text{g/g}$ peso seco de: Cu (4.9-23); Zn (39-188), Ni (16-44); Cr (56-802); Pb (6-21); Cd (0.08-0.64); Ag (0.01-0.28) y Mn (392-1506). En el estudio se calculó el factor de enriquecimiento

con el cual lograron la identificación del enriquecimiento por Cr, Zn, Ni y Cu en las zonas cercanas de descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales de Punta Bandera.

Muñoz-Barbosa *et al.* (2004) llevaron a cabo un estudio sobre enriquecimiento de metales traza en sedimentos superficiales de la franja costera desde la línea fronteriza entre México y EUA hasta la Bahía de Todos Santos. Para ello utilizaron la razón Metal/Fe (%) determinando que los metales que son descargados por las plantas de tratamiento de agua residuales sobre la línea fronteriza no tenían relación con las concentraciones de metales registradas en los sedimentos, no obstante, si obtuvieron un incremento en las razones obtenidas con los metales Ag, Cr, Cd, Cu, Pb y Ni en la Bahía de Todos Santos, por lo cual concluyeron que existe influencia de las descargas de dragados del Puerto de Ensenada y las plantas de tratamiento de agua residuales.

Muñoz-Barbosa *et al.* (2012) analizaron la relación entre el enriquecimiento por metales traza y el índice de adversidad biológica en la Bahía de Todos Santos. El índice de adversidad biológica propuesto por los autores es definido como la razón de la concentración del metal y el valor de ERL (Effect Range Low) en base a las guías de calidad de sedimentos (Long *et al.* 1995). De esta manera encontraron una correlación significativa ($p < 0.05$). Para los metales Cd, Cu y Zn, en donde detectaron que las concentraciones de estos metales no presentan un efecto negativo sobre la biota en la mayoría de los sitios estudiados a excepción del Puerto de Ensenada y en las zonas cercanas a la Isla de Todos Santos, zona que fue el tiro de sedimentos dragados del Puerto de Ensenada.

Compuestos orgánicos persistentes (COPs)

Los compuestos orgánicos persistentes (COPs), son un grupo de sustancias con niveles altos de persistencia en el ambiente, pueden recorrer largas distancias antes de su deposición en los sedimentos y posteriormente tienden a acumularse y biomagnificarse en el tejido adiposo de los organismos marinos, así como concentrarse en los sedimentos. Entre estos contaminantes se pueden incluir los PAHs (Hidrocarburos aromaticos polinucleados), el grupo de organobromados como lo son PBDEs (polibromodifenil éteres) y plaguicidas como lo son DDTs (Dicloro Difenil Tricloroetano) entre otros (Macías-Zamora *et al.* 2002, Macías-Zamora *et al.* 2014, Macías-Zamora *et al.* 2016).

Dentro de los estudios más representativos sobre contaminantes orgánicos en la Cuenca sur de California Mexicana se pueden mencionar los de, Villegas-Jiménez *et al.* (1996) quienes determinaron la concentración y distribución de los hidrocarburos alifáticos y (PAHs).

Gutiérrez-Galindo (1998) describió los compuestos orgánicos persistentes (PCBs y DDTs) de la Bahía de Todos Santos, en donde registro que las concentraciones más elevadas, estuvieron asociadas al gradiente profundidad esto en particular con la región de la isobata de los 60 m y así como a las descargas de aguas residuales por las plantas de Point Loma y los deltas cercanos.

Mientras Macías Zamora *et al.* (2002) analizo las concentraciones de PAHs en sedimentos superficiales de la Bahía de Todos Santos, donde detecto bajas concentraciones, además mediante el uso de las guías de calidad de sedimentos (ERL), determino que el área se encontraba libre de algún efecto toxico, aunque concluye que este efecto podría estar presente de manera sutil en grupos de organismos sensibles poco estudiados.

Posteriormente Macías-Zamora *et al* (2014) evaluaron la tendencia que siguieron los COPs durante la década de 1998-2008 a lo largo de la franja costera Tijuana-Ensenada, en donde evaluaron los cambios en las concentraciones de DDTs, de esta manera registraron que los DDTs se encontraban en proceso de degradación e intemperismo a lo largo de los 10 años, al encontrar concentraciones dominantes de sus metabolitos (DDD y DDE). Además, mediante el uso de las guías de calidad de sedimento a determinaron que las estaciones estudiadas presentaron valores de DDTs y PCBs por debajo (ERL), lo que sugiere que existe poco efecto toxico sobre la biota.

Macías-Zamora *et al.* (2016) determinaron las concentraciones de PBDEs de la campaña Bight 2013 en donde determino las concentraciones a lo largo de la franja costera y realizaron un modelaje del posible movimiento de este contaminante a lo largo de Tijuana-Ensenada. Encontraron que las posibles fuentes de PBDEs son las plantas de tratamiento de la zona norte y que estas por movimiento hidrográfico tiende a depositarse en la isobata al sur de Rosarito en la zona centro.

ÁREA DE ESTUDIO

La porción Sur de las Cuenca de las California es uno de los sistemas costeros más estudiados del Océano Pacífico. Dicha área comprende desde Punta Concepción en California, EUA, hasta Punta Colonet en Baja California, México. El área de la Cuenca se caracteriza por iniciarse con un cambio notable en el ángulo de línea de costa, como resultado se producen procesos biológicos y físicos importantes asociados a la circulación marina de la región.

El área de estudio se localiza en las aguas costeras de la región noroccidental de Baja California, situada en la sección mas al sur de SCB (Southern California Bight) (31. 72°-32.56°N y 116.66°-117.33°O). Esta incluye desde la línea fronteriza México-EUA en Tijuana y está limitada por Punta Banda, en Ensenada. Geográficamente está formada por una curva de costa pronunciada hacia el este, lo que provoca que la corriente de California fluya hacia el sur lejos de la línea de costa antes de cruzar nuevamente el continente en el norte de Baja California (Dailey *et al.* 1993; Schiff *et al.* 2003). Su topografía es accidentada, presentando cuencas y cañones submarinos que actúan como trampas de sedimentos finos y de material particulado provenientes de aguas de escurrimiento de deltas, actividades de dragado y descargas de material orgánicos de los asentamientos humanos y plantas de tratamientos de aguas residuales (Partida-Gutiérrez 2003).

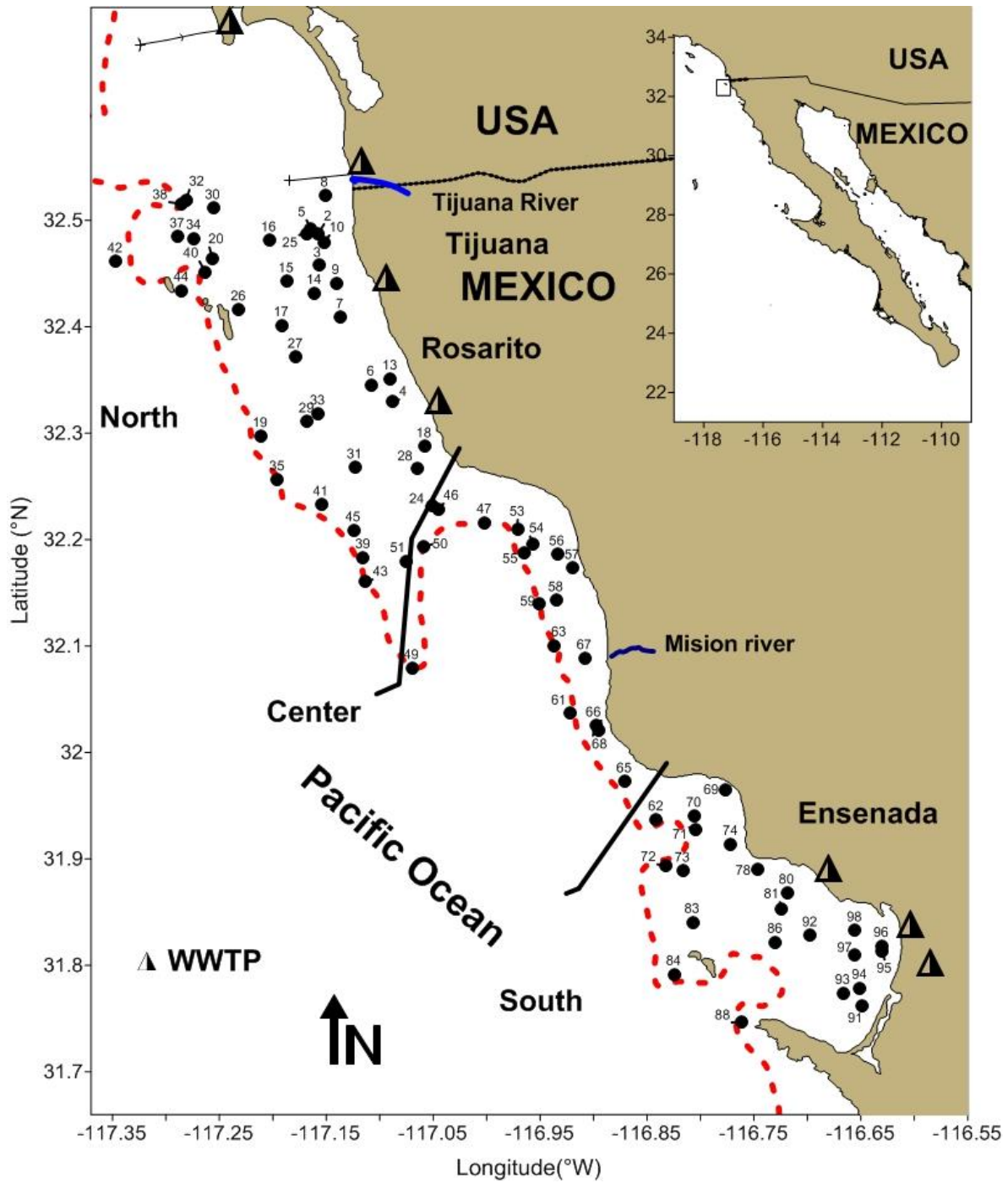


Figura 1. Área de estudio Bight 2018: Franja costera Tijuana-Ensenada. Modificado de (Alvarez-Aguilar *et al.* 2017)

Corrientes y circulación

La Circulación a lo largo del noroeste del pacifico es atribuida al Sistema de Corrientes de California el cual presenta una variabilidad decadal (Smith, 2003), y periódica durante eventos climáticos como el ENSO (anomalía cálida) y La Niña (anomalía fría) (Murphree y Reynolds,1995; Lynn *et al.* 1995; Cabrera *et al.* 2010; Jacox *et al.* 2016; Wang *et al.* 2014), con patrones dinámicos en la columna de agua (0–200 m de profundidad) y temperaturas frías de entre (10C°-20C°) debido a su origen en el área sub ártica (Durazo, 2015).

La Corriente de California (CC) tiene gran influencia sobre la Cuenca Sur de Baja California, desde 0-300 m de profundidad lleva agua fría hacia el ecuador todo el año, sus velocidades medias frente a la costa son menores a 25 cm/s, no obstante, se han observado rangos de velocidades mayores a 50 cm/s. a lo largo de costa (Lynn y Simpson, 1987).

La Circulación de la CC muestra variaciones estacionales, su dirección es de norte a sur en primavera hasta finales del verano, en otoño disminuye su intensidad, debido a la aparición de una corriente en dirección opuesta de sur a norte denominada Contra Corriente de California, esta corriente que lleva aguas cálidas genera temperaturas templadas en los climas de la región (Lynn *et al.* 1995).

Aporte y entradas antropogénicas

La porción mexicana del sur de la Cuenca de las Californias, cuenta con un ecosistema mediterráneo único en el país, es la región con mayor crecimiento y desarrollo en el estado de Baja California, casi triplicando su población a lo largo de cuatro décadas en 1970, (870, 421 habitantes), el año 2000 (2.48 millones), el 2005 con (2.84 millones) y en el 2015 (3.31 millones), donde más del 50% de la población se concentra en áreas circundantes a la región costera Tijuana-Ensenada, (Figura 2) (Ojeda-Revah *et al.* 2008 e INEGI, 2017).

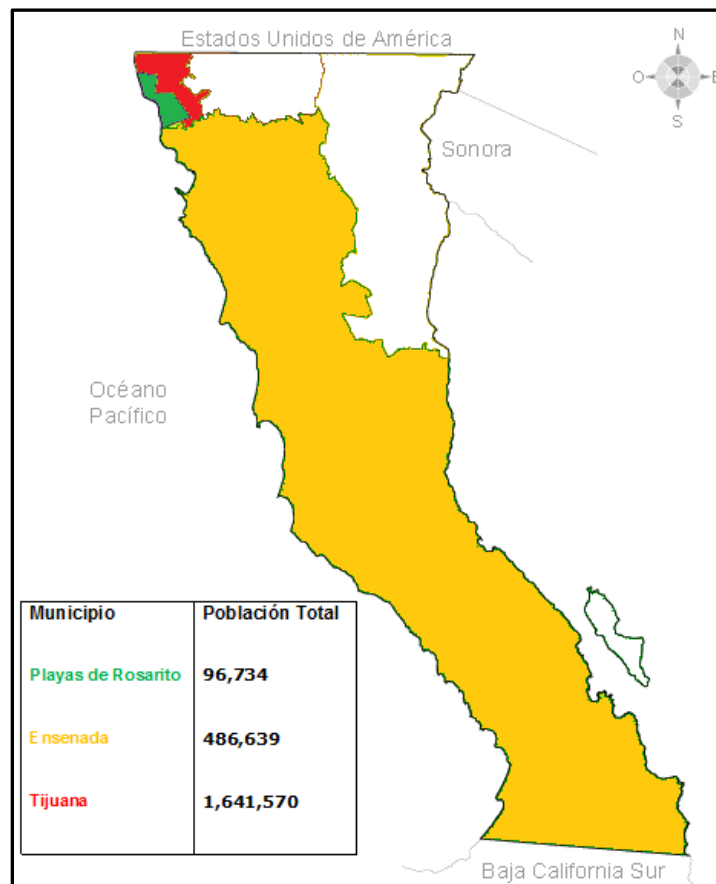


Figura 2. Municipios que se encuentran dentro de la franja costera Tijuana-Ensenada y su número de habitantes según datos del (INEGI, 2017).

La rápida urbanización sumada al flujo migratorio ha provocado un crecimiento económico acelerado, por consiguiente, se realizan numerosas actividades industriales, agrícolas, urbanas, y marítimas, en donde el mar actúa como depósito final de las descargas de desechos industriales y orgánicos de los municipios, ciudades y pequeñas comunidades. En consecuencia, se pueden nombrar las seis fuentes principales de contaminantes industriales de los últimos 20 años: la terminal de Petróleos Mexicanos en Rosarito y las plantas de tratamiento de Point Loma, Binacional, Punta Bandera, El Sauzal y El Gallo- El Naranjo (Rodríguez-Vilanueva *et al.* 2003; Rodríguez-Vilanueva *et al.* 2005 Macias-Zamora *et al.* 2016, Álvarez-Aguilar *et al.* 2017).

Las costas de la porción mexicana del sur de las Californias representan un espacio importante para actividades acuícolas-pesqueras, los Ranchos atuneros de Atún aleta Amarilla (*Thunnus orientalis*) iniciaron sus actividades durante los años 80's y para el año 2008 se conocían una total 10 concesiones para la actividad atunera Álvarez-Aguilar *et al.* (2017) indico que para el 2019 se conocian un total de doce concesiones, la suma de esto se resumen en un total de nueve Ranchos atuneros dentro del área de estudio: (1) en Islas Coronado, (1) Isla Todo Santos, (1) Punta Banda y (6) en Bahía Salsipuedes,(Tabla1). El principal efecto de la actividad atunera es el aporte de abundante materia orgánica como resultado de la alimentación de los peces y sus desechos fecales. (Zertuche-González *et al.* 2008).

Tabla 1. Concesiones Autorizadas Para la Cría de Atún Aleta Azul en el Pacífico Mexicano.

No.	Compañía	Localización	Condición
1	Acuacultura de Baja California, S. A. de C. V.	Bahía de Salsipuedes	Activa
2	Administradora Pesquera del Noroeste, S. A, de C. V.	Punta Banda	Revocada
3	Baja Aqua Farms, SA de CV	Punta Banda y Bahía de Salsipuedes	Activa
4	Bajamachi, SA de CV	Isla Todos Santos	Inactiva
5	Darcuicola, SA de CV	Bahía de Salsipuedes	Revocada
6	Intermarketing de México, SA de CV	Bahía de Salsipuedes	Revocada
7	Maricultura del Norte, SRL de CV	Puerto Escondido	Inactiva
8	Mexican Bluefin, SA de CV	Bahía de Salsipuedes	Inactiva
9	Operadora Pesquera de Oriente, SACV	Bahía de Salsipuedes	Revocada
10	Rancho Marino Guadalupe, SA de CV	Bahía de Salsipuedes e Isla de Cedros	Inactiva
11	Tunamax, SA de CV	Bahía Soledad	Inactiva
12	Servax Bleu, S. de R. L. de CV	Puerto Escondido	Activa

Elaboración propia modificado de (Moreno et al 2018).

Por otro lado, también existen otros mecanismos por el cual los contaminantes son transportados al medio marino, tales como el transporte eólico, quema de basura e incendios forestales (Quintero Núñez, 2008), además de escorrentías, descargas de aguas residuales y de desechos urbanos domésticos (Macías-Zamora *et al.* 2016).

MATERIALES Y MÉTODOS

Métodos de muestreo de campo

La recolecta de muestras de sedimento marino se llevó a cabo siguiendo la metodología establecida durante las campañas oceanográficas “Monitoreo Regional Bight” realizadas en los años 1998, 2003, 2008 y 2013 (agosto-septiembre), como parte del programa regional simultaneo entre instituciones estadounidenses y mexicanas.

El muestreo Bight 2018 se realizó a bordo del catamaran oceanográfico “Alguita” se muestrearon un total de 79 estaciones a profundidades aproximadas de 5.6-200 m. Las estaciones fueron seleccionadas a partir de un diseño estratificado de mosaico al azar con tres estratos, donde todas las muestras tienen la misma posibilidad de ser elegidas (Stevens, 1997). El área de estudio fue dividida bajo dos criterios, el primero de ellos usando como referencia los estratos latitudinales de la franja costera Tijuana-Ensenada (somero, medio y profundo) mientras el segundo fue establecido debido a las marcadas diferencias en la densidad poblacional, cambios en la circulación y a la amplitud de la plataforma continental (norte, sur y centro) (Figura 2).

Se utilizó un CTD para registrar los valores de profundidad en cada una de las estaciones, los registros se realizaron lo más cercano al fondo posible. El sedimento fue recolectado con una draga Van Veen lanzada hasta obtener dos dragas con una cantidad de contenido aceptable de acuerdo con el protocolo Bight (Figura 3). La primera draga fue utilizada para obtener las muestras de la fauna macrobéntica,

para ello el sedimento fue lavado y tamizado a través de un tamiz de 1.0 mm de luz de malla, los organismos bénticos retenidos fueron colocados en frasco de vidrio con una solución relajante de sulfato de magnesio para posteriormente ser fijados con formalina al 10% amortiguada con bórax (Figura 4).

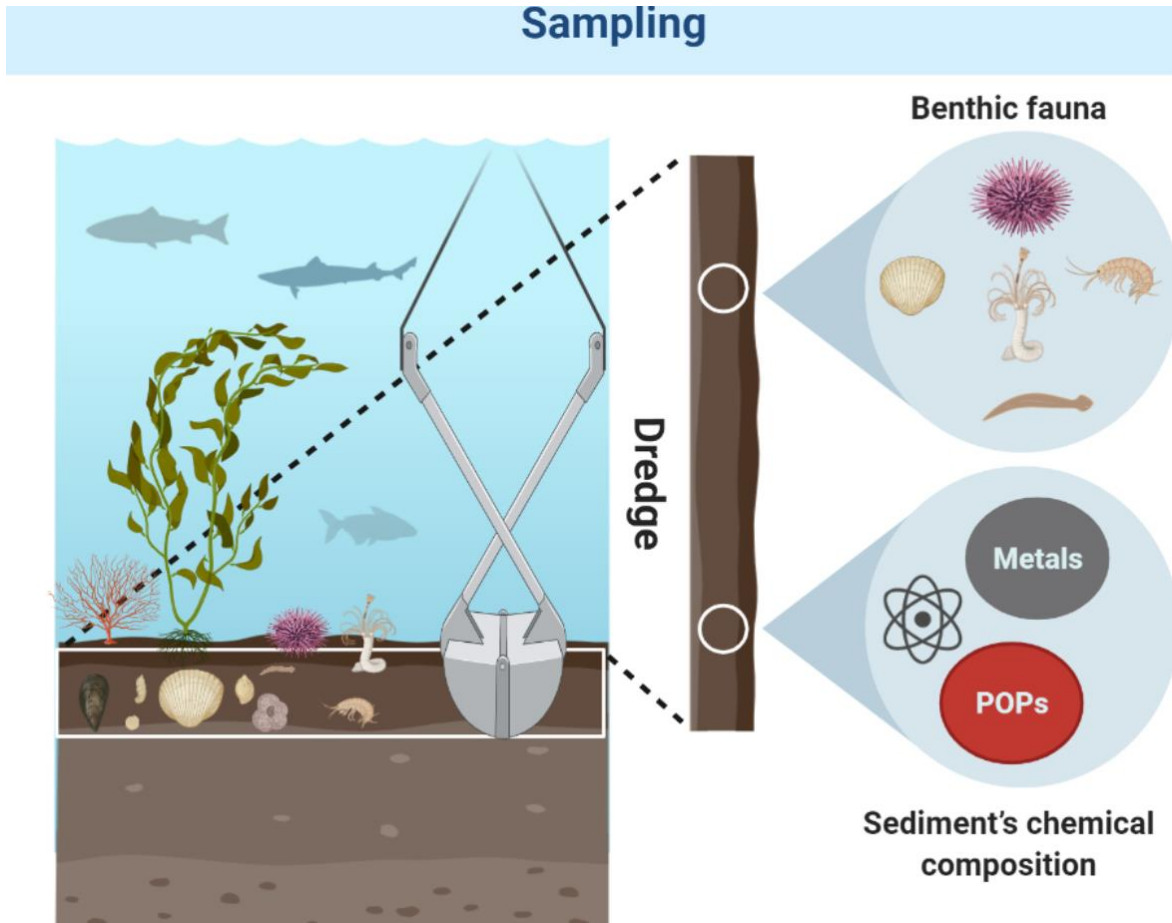


Figura 3. Esquema de lance de draga Van Veen para toma de muestras durante las campañas Bight 2018-1998.

La segunda draga se utilizó con propósitos geológico-químicos, por lo que hubo la necesidad de tomar cuatro fracciones y de esta manera caracterizar el tamaño de grano, determinar carbono orgánico, contaminantes orgánicos (ejemplo PBDEs) y metales traza. Las muestras fueron preservadas a -20° y en obscuridad la luz, con el fin de evitar la fotoxidación de los compuestos orgánicos (Figura 4).



Figura 4. Esquema general de la metodología de la toma de muestra a bordo de la embarcación.

Macroinvertebrados bénticos

Las muestras para el análisis de las comunidades de macroinvertebrados bénticos fueron previamente lavadas dentro de los días posteriores de haber sido recolectadas, esto con el objetivo de retirar el exceso de formalina y ser transferidas en una solución de Etanol al 70% y posteriormente fueron depositadas en la Colección de Invertebrados Marinos del Instituto de Investigaciones Oceanológicas

(CIMIIO), donde se realizaron las identificaciones de los organismos. Las muestras se clasificaron en cinco categorías taxonómicas; (anélidos, moluscos, equinodermos, crustáceos y misceláneos, en este último incluye los taxos que se encuentran con menor frecuencia de abundancia). Finalmente se utilizó literatura especializadas con revisiones y descripciones taxonómicas, para la separación de la fauna de poliquetos a nivel de especie, a través de observaciones estrictas de las características morfológicas (Fauchald, 1977, Salazar-Vallejo et al. 1989, Blake y Hilbig, 1996, de León Gonzales *et al* 2009, Blake y Hilbig, 1996). Por otro lado, los especímenes que se encontraron en estadios juveniles, incompletos o en mal estado de preservación, se identificaron al nivel más bajo posible. Para la identificación se utilizaron; microscopio estereoscópico y microscopio de contraste de fases, portaobjetos, cubreobjetos, cajas petri, pinzas de disección, agujas de disección, algodón, etanol al 70%, diversos colorantes.

El listado faunístico de las especies identificadas se presentará en orden filogenético, de acuerdo con el arreglo sistemático propuesto por The Southern California Association of Marine Invertebrate Taxonomists Edition 12 (SCAMIT 2018).

Determinación de componentes químicos

Las determinaciones de los parámetros geológicos y químicos del sedimento se realizarán mediante un proceso colaborativo del laboratorio de metales, laboratorio de contaminantes orgánicos y cromatografía pertenecientes al IIO (Instituto de Investigaciones Oceanológicas), esto con la finalidad de procesar y analizar las muestras con una mayor precisión y de una manera asistida de técnicos y académicos especialistas en el área.

Tamaño de grano

La determinación de las fracciones de tamaño de grano (TG), se realizaron con submuestras del sedimento colectados de un peso aproximado de 10 g en peso seco (d.w., por sus siglas en ingles) para cada una de las muestras. Previo a su análisis, las muestras de sedimentos fueron tamizadas con el objetivo de remover las partículas mayores a 1000 μm , debido a los límites operacionales del equipo utilizado. El dato obtenido fue registrado para realizar la corrección de los tamaños de partículas reportados por el equipo.

El análisis del tamaño de partícula se realizó mediante un analizador de distribución de tamaño de partículas por difracción laser marca HORIBA LA-910, siguiendo el método descrito por Daesslé et al., (2002), el cual utiliza ortofosfato de sodio como agente dispersante. En este trabajo, se consideró solo la fracción fina de tamaño de grano menor a <63 μm .

Carbono orgánico total

El análisis de carbono orgánico total (COT) se realizó utilizando un analizador elemental LECO (modelo CHNS-932) El sedimento fue descongelado y posteriormente homogenizado a temperatura ambiente, luego se secó a 60°C. por un periodo de una noche. Seguido se realizó un tratamiento a cada muestra con HCl concentrado y vapores para eliminar el carbono inorgánico. Finalmente fueron pesados 2 mg del material seco en capsulas de estaño, los cuales fueron introducidos y procesados en el equipo para determinar el porcentaje de carbono orgánico.

Metales traza

Para el análisis de los metales traza se pesó aproximadamente 1.0 g de cada muestra en vasos de precipitados de 30 mL. Se agregaron 9 mL de HNO₃ y 3 mL de HCl concentrado. Los vasos permanecieron cubiertos con vidrios de reloj y a temperatura ambiente durante toda la noche (“overnight”) como procedimiento de predigestión.

Para llevar a cabo la digestión, las muestras fueron colocadas en planchas de calentamiento a una temperatura de $95 \pm 5^{\circ}\text{C}$ durante 5 horas, posteriormente se retiró el vidrio de reloj y las muestras se evaporaron casi hasta sequedad. Finalmente, las muestras se transfirieron a tubos de polipropileno mediante enjuagues de HNO₃ al 5% (v/v) hasta un volumen final de 20 mL.

El análisis de los metales traza Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, y Zn se realizó a través de un Espectrómetro de Emisión Atómica de Plasma por Microondas (Agilent MP-AES 4100). Como control de calidad se analizaron blancos de procedimiento y un material de referencia certificado para sedimentos por cada lote de 10 muestras analizadas.

COPs: Compuestos orgánicos persistentes

La limpieza del material utilizado para el procedimiento se realizó en una mufla a 400°C durante 4 horas con el fin de eliminar la materia orgánica. El material de material de vidrio volumétrico que no puede ser introducido a en la mufla, fue limpiado con tres enjuagues en secuencia con metanol, acetona y diclorometano (Macías-Zamora *et al.* 2002, Macías-Zamora *et al.* 2014, Macías-Zamora *et al.* 2016).

Extracción de PBDEs en sedimentos

El método utilizado para el análisis de PBDE es una modificación del método propuesto por Murphy *et al.* (2012) que utiliza el sistema de extracción acelerada por solventes (ASE). Brevemente, una muestra de 3 gramos de sedimento seco (0.5 g en el caso del material de referencia 1944) se mezclan con 1.5 g de tierra de diatomeas y son colocados dentro de una celda, la cual fue empacada secuencialmente como se describe a continuación: primero se coloca un filtro GF/F de fibra de vidrio sin aglutinante, seguido de 12 g de sílica, 6 g de alúmina básica

(activadas), una capa de arena blanca, seguido de la mezcla de sedimento con tierra de diatomeas previamente homogenizadas. El espacio vacío remanente en la celda es rellenado con arena blanca.

Las muestras fueron adicionadas con 25 uL de estándar surrogado FBDE6001S [500ng/mL]. El método consta de cuatro ciclos estáticos de 5 minutos a 100 °C a presión constante de 1500 psi, con un volumen de recambio del 60% de la capacidad de la celda, 180 segundos de purga. El solvente de extracción utilizado fue diclorometano grado pesticida. Las interferencias de azufre elemental se eliminaron agregando bolas de alambre de cobre activado a cada matraz colector. El extracto obtenido se concentró mediante evaporado utilizando el equipo GENEVAC Rocket hasta aproximadamente un volumen de 2 mL y sucesivamente se redujo su volumen a 1 mL, previo al procedimiento de limpieza. El procedimiento de limpieza se llevó a cabo mediante el método propuesto por Macias-Zamora et al. (2016) con algunas modificaciones. La limpieza se realizó por cromatografía líquida en una columna de vidrio de 1 x 30 cm empaquetada de abajo hacia arriba con 12 cm de sílice (Sigma-Aldrich, malla 60-200, 150 Å, 3% desactivado) y 6 cm de alúmina (Sigma-Aldrich, ~ 150 mallas, 58 Å, 3% desactivado). La secuencia de elución consistió en 10 mL de hexano, 20 mL de hexano/DCM (70:30 v/v) y 25 mL (60:40 v/v) y 15 mL de diclorometano. La fracción obtenida se concentró con el equipo GENEVAC Rocket hasta aproximadamente 2 mL y se redujo posteriormente a 0.5 mL utilizando un flujo suave de N_{2(g)}. Antes del análisis por cromatografía de gases (GC), los volúmenes se ajustaron a 0.5 mL con hexano y se añadió el estándar interno (FBDE-4001S, AccuStandard).

Todas las mediciones experimentales de GC-MS-MS se realizaron utilizando un cromatógrafo de gases Agilent 7890A GC (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, EE. UU.) acoplado a un espectrómetro de masas de triple cuadrupolo Agilent 7000 MS (Agilent Technologies) operado en modo de impacto electrónico (EI). El sistema GC también estaba equipado con un automuestreador Agilent modelo 7693A (Agilent Technologies), una entrada multimodo refrigerada por aire (MMI) y un módulo de control neumático (PCM). La columna utilizada para la separación de estos compuestos fue una Agilent DB-XLB (con una longitud de 15 m, un diámetro de 0.180 mm y un espesor de película de 0.08 μ m). El método cromatográfico utilizado fue una modificación al propuesto por Agilent (McGrath et al., 2016) que consiste en una inyección de 2 μ L de muestra en modo pulsado splitless utilizando el inyector multimodo (MMI). Cabe señalar que el puerto de inyección permaneció refrigerado por aire comprimido a 100 °C durante 0.2 min y luego incremento súbitamente con una rampa de 900 °C/min hasta 330 °C durante el tiempo total de la corrida cromatográfica (15.09 min). Se utilizó Helio como gas acarreador a una presión constante de 33.814 psi con un flujo de 1.8 mL/min (8.25 minutos), 100 mL/min a 4 mL/min. La temperatura de inyector se mantuvo a 280 °C y la del detector a 300 °C. La tabla de transiciones MRM utilizados para la adquisición de datos fueron los sugeridos por Kalachova et al. (2013) modificando únicamente la ganancia para la mayoría de los BDE, excepto para BDE-209.

Los PBDEs fueron identificados por medio de una mezcla de estándares AccuStandard (14-PBDEs en la mezcla BDE-COC). La curva de calibración se preparó con los siguientes puntos de concentraciones 1, 10, 50, 250 y 500 ng/mL. Los analitos que se cuantificaron fueron: BDE-17, BDE-28, BDE-49/71, BDE-47, BDE-100, BDE-99, BDE-85, BDES-138, BDE-154, BDE-153, BDE-181, BDE-183, BDE-190 y BDE-209.

Análisis de datos

Componentes físico-químicos

Se determinó la relación ambiental entre estaciones de muestreo por medio del cálculo del coeficiente de disimilitud de distancias euclidianas. Para observar patrones y diferencias entre estaciones de muestreo se utilizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) y un análisis BEST (BIOENV) los cuales permite a los ecólogos relacionar la abundancia de especies con las variables del entorno (Ter Braak, 1986). Para detectar el posible efecto de los metales traza y los componentes orgánicos persistentes sobre la estructura de las comunidades de poliquetos se usarán los valores de referencia de acuerdo a las guías de calidad disponibles para sedimentos marinos, además de la propuesta por Long *et al.* (1995) por tanto, un valor de $AEI \geq 1$ se considera que podría producir efectos adversos en la biota.

Análisis de la estructura comunitaria de poliquetos

Análisis de la biodiversidad de poliquetos

Los estudios ecológicos se realizan mediante la elaboración de una robusta base de datos a partir de los principales descriptores biológicos originados de las muestras. En este caso se usarán unidades taxonómicas operativas u individuos para realizar los análisis comunitarios. (Legendre y Legendre 2012).

Los parámetros comunitarios utilizados para evaluar la diversidad de especies a diferentes escalas, en las comunidades bentónicas suelen ser los parámetros de biomasa y abundancia. Sin embargo, en grupos donde existe poca variabilidad de tamaños como los poliquetos, la presencia de un organismo de gran tamaño puede alterar en gran medida los resultados obtenidos, (Belan, 2004). Por este motivo, este trabajo utilizara dos de los principales parámetros biológicos para calcular la biodiversidad de las comunidades bénticas; riqueza y abundancia, así como los índices de calidad del ambiente. (Sanders, 1960)

1.- La cuantificación del número de especies presentes; riqueza específica (S)

2.- La abundancia neta de cada especie (N) así como su distribución ponderada o del valor de importancia de cada especie (abundancia relativa de los individuos).

Indicé de Shannon-Wiener H'

Un índice de uso común para calcular la diversidad de un área es el "Índice de Shannon" o "H'". Este índice determina el contenido de los individuos en una muestra obtenidas al azar provenientes de una comunidad 'extensa' la cual se conocen el número total de especies **S**. Su unidad de medida se expresa por bits/ind y pueden obtener valores de 0-∞ y se expresa por la siguiente formula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i * \log_2 (p_i)$$

Donde:

S: Riqueza de especies

P_i: Abundancia relativa de i): $\frac{n_i}{N}$

n_i: número de individuos de la especie *i*

N: número total de individuos de todas las especies

El supuesto del índice está basado en realizar una predicción de la probabilidad que tendrá un individuo elegido al azar de pertenecer a una especie de una muestra de **S** especies y **N** individuos. Por lo tanto, H' = 0 cuando la muestra contenga solo una especie, y, H' será máxima cuando todas las especies **S** estén distribuidas equitativamente (Magurran, 1988, Peet, 1974; Baev y Penev, 1995).

Índice de Dominancia de Simpson

El índice de Simpson se puede definir de múltiples maneras, pero una forma sencilla de describirlo es como a la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de un conjunto de muestras pertenezcan a la misma especie. Como tal, es una medida de dominancia y para una comunidad con mucha dominancia (es decir, muy desigual), la probabilidad de recolectar a dos individuos de la misma especie será alta (o cercana a 1) (Legendre y Legendre 2012).

Para un ensamblaje completamente uniforme, en el que todos los individuos pertenecen a especies diferentes, la probabilidad de atraer a dos individuos de la misma especie será cero. Convencionalmente, se considera que los ensamblajes pares son más diversos; por lo tanto, los valores altos implican una baja diversidad. De esta manera el índice a menudo se convierte en una medida de dominancia a una medida de uniformidad (o equitatividad), ya sea restando el valor de dominancia de 1 o tomando su inverso. En comparación con otras medidas de riqueza y uniformidad, se puede demostrar que el índice de Simpson es relativamente independiente del tamaño de la muestra (Sommerfield *et al.* 2010). Su definición está dada por la siguiente fórmula.

$$\lambda = \sum_{i=1}^s \frac{n_i(n_i - 1)}{n(n - 1)}$$

S: Riqueza de especies

n_i : número de individuos de la especie i

n : número total de individuos de todas las especies

Indicé de Equidad de Pielou J'

Para un número dado de especies, la diversidad máxima de una muestra se da cuando los individuos se distribuyen de la manera más equitativamente posible. A la inversa, si solo unas pocas especies contienen una gran cantidad de Individuos, la diversidad disminuirá. Como medida de la uniformidad con la que los individuos están divididos entre las especies de cualquier muestra tomada. La relación de la diversidad observada al máximo posible para el mismo número de especies será dada por la siguiente formula (Pielou, 1964).

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Índices de condición de la comunidad béntica

El manejo efectivo de los recursos naturales requiere de indicadores biológicos que evalúen el estado y las tendencias de los recursos de interés. Los macroinvertebrados bénticos se han utilizado ampliamente como indicadores del estado ambiental en el medio marino. Numerosos estudios han demostrado que la comunidad béntica responde de manera predecible a diferentes tipos de estresores, ya sean de origen natural o antropogénico (Pearson y Rosenberg, 1978, Dauer 1993, Tapp *et al.* 1993, Wilson y Jeffrey 1994, Weisberg *et al.* 1997, Smith *et al.* 2003).

Actualmente, el interés por los índices de calidad béntica ha ido en aumento, en donde la lista de nuevos indicadores propuestos para evaluar la calidad de los ecosistemas bentónicos se ha acrecentado rápidamente (Díaz *et al.* 2004). En este estudio se utilizarán el índice de condición de ecosistemas bénticos más ampliamente usados en sistemas costeros del mundo Índice Biótico AMBI (A Marine Biotic Index) (Borja *et al.* 2000, Ranasinghe *et al.* 2009).

Indicé Biótico AMBI (A Marine Biotic Index)

El AMBI, fue diseñado para establecer la calidad ecológica de las costas, analizando la respuesta de las comunidades de fondo blando a las perturbaciones naturales y las inducidas por el hombre, así como cambios en la calidad del agua y los sedimentos. El AMBI ofrece una clasificación de la contaminación o perturbación de un sitio en particular, que representa la salud de la comunidad béntica (Borja *et al.* 2000), aunque también es particularmente útil para detectar gradientes de impacto espacio temporal. (Borja *et al.* 2004). Por lo tanto, se considera una medida del estado de la comunidad, de modo que divide a las distintas especies en cinco grupos ecológicos en función de su sensibilidad a alteraciones en el medio, en este caso se usara el listado de especies modificado por el SCCWRP (Schiff *et al.* 2006).

Grupo I: Sensibles al enriquecimiento orgánico y perturbación, generalmente presentes bajo condiciones no contaminadas.

Grupo II: Indiferentes al enriquecimiento orgánico o perturbación, siempre presentes en bajas densidades con variaciones no significativas en el tiempo.

Grupo III: Tolerantes al enriquecimiento orgánico, que puede ocurrir bajo condiciones normales, pero sus poblaciones son estimuladas por el enriquecimiento orgánico

Grupo IV: Especies oportunistas de segundo orden

Grupo V: Oportunistas de segundo orden, capaces de resistir altas perturbaciones.

Una vez agrupadas las especies en los cinco grupos ecológicos se puede calcular la siguiente fórmula:

$$\text{AMBI} = [(0 \times \% \text{GEI}) + (1.5 \times \% \text{GEII}) + (3 \times \% \text{GEIII}) + (4.5 \times \% \text{GEIV}) + (6 \times \% \text{GEV})] / 100$$

Ensamblajes comunitarios- Relación Biota Ambiente

Para obtener los ensamblajes formados en la estructura de las comunidades de poliquetos. Se realizarán una serie de análisis multivariados no paramétricos. Primeramente, se elaborará una matriz de similitud de Bray-Curtis utilizando los datos biológicos y una matriz de distancias euclidianas utilizando los parámetros fisicoquímicos, a partir estas matrices se realizarán los análisis descritos a continuación.

Agrupamientos y Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS)

Tanto el análisis de agrupamientos como el NMDS se generan a partir de una matriz triangular del coeficiente de similitud calculados entre cada par de muestras (Figura. 5). El coeficiente suele ser una medida algebraica simple de cuán cercanas son las abundancias de cada especie en cada sitio muestreado, esto ponderado sobre el total de especies, y definidos de manera tal que el 100% represente una similitud total de la muestra y un 0% una disimilitud completa.

Es importante tomar en cuenta que la definición de lo que constituye la similitud de dos comunidades puede variar dependiendo de la cuestión biológica en consideración "hipótesis". Al igual que con otros métodos, un análisis multivariado también debe intentar reducir la complejidad de los datos de la comunidad (de alta dimensión) tomando un "objetivo" o pregunta en particular (de baja dimensión) de la estructura que la comunidad exhibe (Clarke y Warwick, 1994).

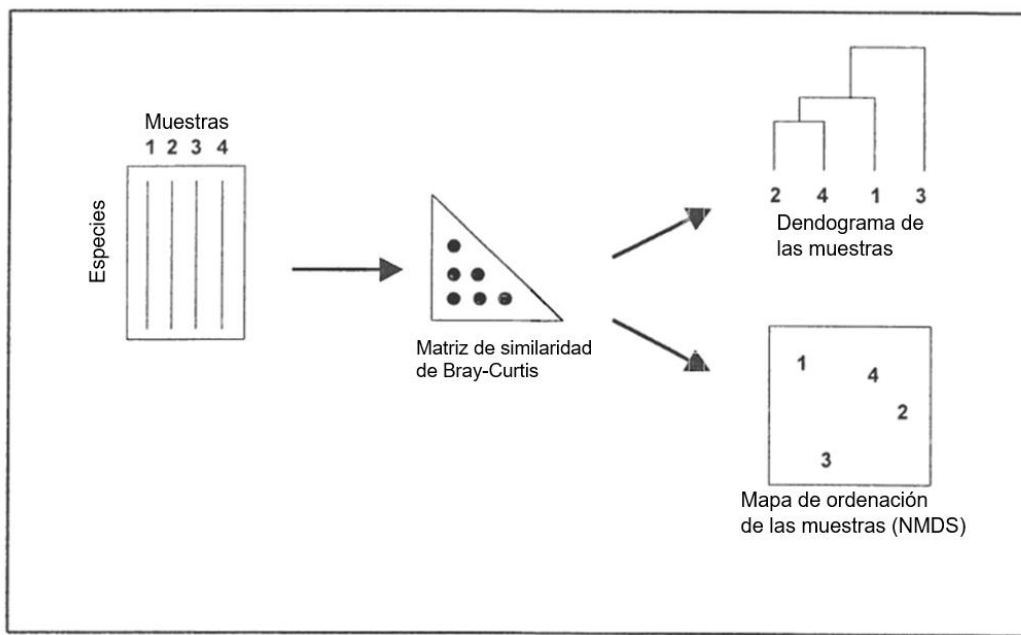


Figura 5. Etapas de un análisis multivariado basado en coeficientes de similitud modificado de (Clark y Warwick, 1994).

La técnica de Cluster, es la representación de las comunidades para cada muestra esto se realiza mediante un dendrograma, uniendo las muestras en grupos jerárquicos según la similitud de las frecuencias entre cada grupo. Esta es una representación relevante en los casos en que se espera que las muestras se dividan en grupos bien definidos y tal vez estructurados por la influencia de algunos factores

abióticos a priori y detectados con anterioridad. De esta manera si el patrón comunitario está respondiendo a los gradientes abióticos, de las variables continuas y complejas, entonces la representación por NMDS suele ser más apropiada.

El método de NMDS intenta colocar las muestras en un mapa de dos o tres dimensiones, de tal manera que el orden de rango de las distancias entre las muestras en el mapa coincida exactamente con el orden de rango de las diferencias de similitudes coincidentes tomadas de la matriz de similitud triangular "Bray-Curtis". De ser así esta reflejara un coeficiente de estrés "Stress de Kruskal" que refleja el caos o los datos que no pudieron ser explicados de los dos conjuntos de rangos, la ordenación proporciona una representación visual simple y convincente de la proximidad de la composición de especies (Clarke y Gorley, 2006).

Perfil de similitud: SIMPER

SIMPER o (perfil de similitud) es un método simple para evaluar qué taxones o especies son los principales responsables de las diferencias observada entre los grupos de muestras.

Este análisis se basa fundamentalmente en el cálculo de disimilaridad-similaridad media entre los pares de grupos a obtenidos del índice de Bray-Curtis. La contribución de la disimilaridad entre pares de grupos de cada especie (i).

se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$\delta_{jk}(i) = 100 |y_{ij} - y_{ik}| / \sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})$$

donde, $\delta_{jk}(i)$ es la contribución de la especie i a la disimilaridad entre los muestreos en el primer grupo j y k en el segundo grupo.

$\delta(i)$ media, es la contribución media de la especie i a la disimilaridad entre los grupos 1 y 2.

Debido a existencia de muchos pares de muestreos (j, k) a la delta media le corresponde una desviación estándar (SD). Por lo tanto, si esta media es grande y la SD pequeña se pueden ponderar los valores “deltamedia/SD grande” siendo este escenario uno en donde la especie i contribuye mayormente a la disimilaridad entre grupos, lo que la convierte en una buena especie discriminadora.

De esta manera se puede examinar la contribución ponderada y acumulada de cada especie a la similaridad dentro de un grupo mediante la ecuación de Bray-Curtis (Clarke y Warwick 2001).

Análisis integrales: componentes bióticos y abióticos

A partir de la matriz generada mediante el índice de Bray-Curtis de los datos bióticos y la matriz de distancias euclidianas de los datos abióticos. Se realizó un análisis BEST/BIOENV y un análisis de Correspondencia canónica los cuales permitieran maximizar los intervalos de correlación entre ambos componentes (bióticos y abióticos) y de esta manera inferir que factores abióticos pudieran incidir en las agrupaciones de los patrones comunitarios. Se utilizaron gráficos y estadística descriptiva para evaluar las diferencias espacio- temporales entre los datos bióticos y abióticos obtenidos en los años 1998 y 2018. Seguido de esto se determinó si existen diferencias significativas de la estructura comunitaria de poliquetos y los factores abióticos. Esto mediante el uso de los análisis descritos a continuación.

PERMANOVA

PERMANOVA o "análisis de varianza multivariado permutacional", se define como una división de la variación multivariada en el espacio de una medida de disimilitud elegida con un diseño ANOVA dado con valores p y utilizando técnicas de permutación libres de distribución apropiadas. El método es semiparamétrico, y su supuesto se basa en el mismo que los métodos paramétricos clásicos como en una ANOVA por lo tanto, permite observar el efecto de una variable fija sobre una de respuesta en términos de interacción, estructuras jerárquicas, componentes aleatorios en modelos mixtos, etc.), mientras que al mismo tiempo conserva importantes y robustas propiedades estadísticas de métodos multivariados no

paramétricos basados en rangos, como el análisis de similitudes (ANOSIM), que como se sabe está asentado sobre las bases del análisis de medida de las distancias de Bray-Curtis, logrando obtener una distribución libre de inferencias que se obtiene por medio de permutaciones libres de algún supuesto. Por lo tanto, se abre la puerta para el análisis de datos con distribuciones no normales en respuesta a diseños experimentales complejos sobre una amplia variedad de contextos: puede haber más variables de respuesta que unidades de muestreo, los datos pueden ser severamente no normales, cero inflados, ordinales o cualitativos, heterogéneos, etc. Aunque actualmente se usa en diversas áreas de la ciencia, es especialmente útil en estudios ecológicos donde las variables suelen ser conteos de abundancias (o porcentaje de cobertura, frecuencias y biomasa) para una gran cantidad de especies (Anderson, 2014; Clarke y Gorley, 2006).

BIOENV

Para poder definir el efecto de las variables físico-químicas sobre la comunidad de poliquetos se utilizó la prueba BIOENV (Clarke y Ainsworth 1993), que consiste en la comparación de las ordenaciones obtenidas de las abundancias (variables bióticas) versus los factores abióticos y antropogénicas. En el presente estudio se utilizaron las siguientes variables: profundidad, tamaño de grano del sedimento (% <math><63\mu\text{m}</math>), % de carbón y contaminantes orgánicos (PBDEs) e inorgánicos (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, y Zn)

Cada par de variable se correlaciono con las demás, con el objetivo de mostrar cuales de ellas estuvieron más estrechamente correlacionadas. El análisis BIOENV calcula una serie de coeficientes de correlación de Spearman entre la matriz de similaridad biótica (Bray-Curtis) y las matrices ambientales (distancias euclidianas) derivadas de la combinación secuencial de las variables medidas. De esta manera se obtiene un valor con rango de -1 a 1 en donde la combinación con los valores más cercanos a esta cifra serán las que están mayormente correlacionadas con la biota (Clarke y Gorley 2006).

Análisis de Correspondencia Canónica (CCA)

El Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) se utiliza a menudo para analizar la distribución de filas y especies de algún punto o área muestreada, estas se complementan con la información recolectada de un conjunto de variables explicativas (variables abióticas) y medidas en las mismas ubicaciones. De esta manera el análisis de correspondencia canónica permite que los ecólogos puedan encontrar patrones de distribución de las especies al relacionar la abundancia de especies con las variables del ambientales (Ter Braak, 1986). Al igual que el análisis de componentes principales el CCA es una medida de distancias entre dos puntos, en ella se intenta inferir la correlación y significancia que existen entre las variables explicativas y de respuesta. En el caso de este estudio se utilizaron las siguientes variables: profundidad, tamaño de grano del sedimento % <63 μ m, % de carbón orgánico total y contaminantes orgánicos (PBDEs) e inorgánicos (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, y Zn).

RESULTADOS

Factores abióticos

Fracción fina del sedimento

En los 20 años de estudio la mayoría de la zona de estudio se caracterizó por presentar sedimentos con un contenido limo-arcilloso que se mantuvo entre el 5 y el 45% (Fig. 6). En general el sedimento arcilloso se presenta en los estratos más profundos (>60 m) y en su mayoría suelen estar en valores más altos a profundidades superiores a (>100 m). La fracción limo-arcillosa del sedimento ($\% < 63 \mu\text{m}$) registró un valor de la mediana de 1998 (14%) porcentaje que aumento a 31% para el 2018 (Figura 6), observándose variaciones en el patrón de distribución del contenido limo-arcilloso de los sedimentos superficiales de la zona.

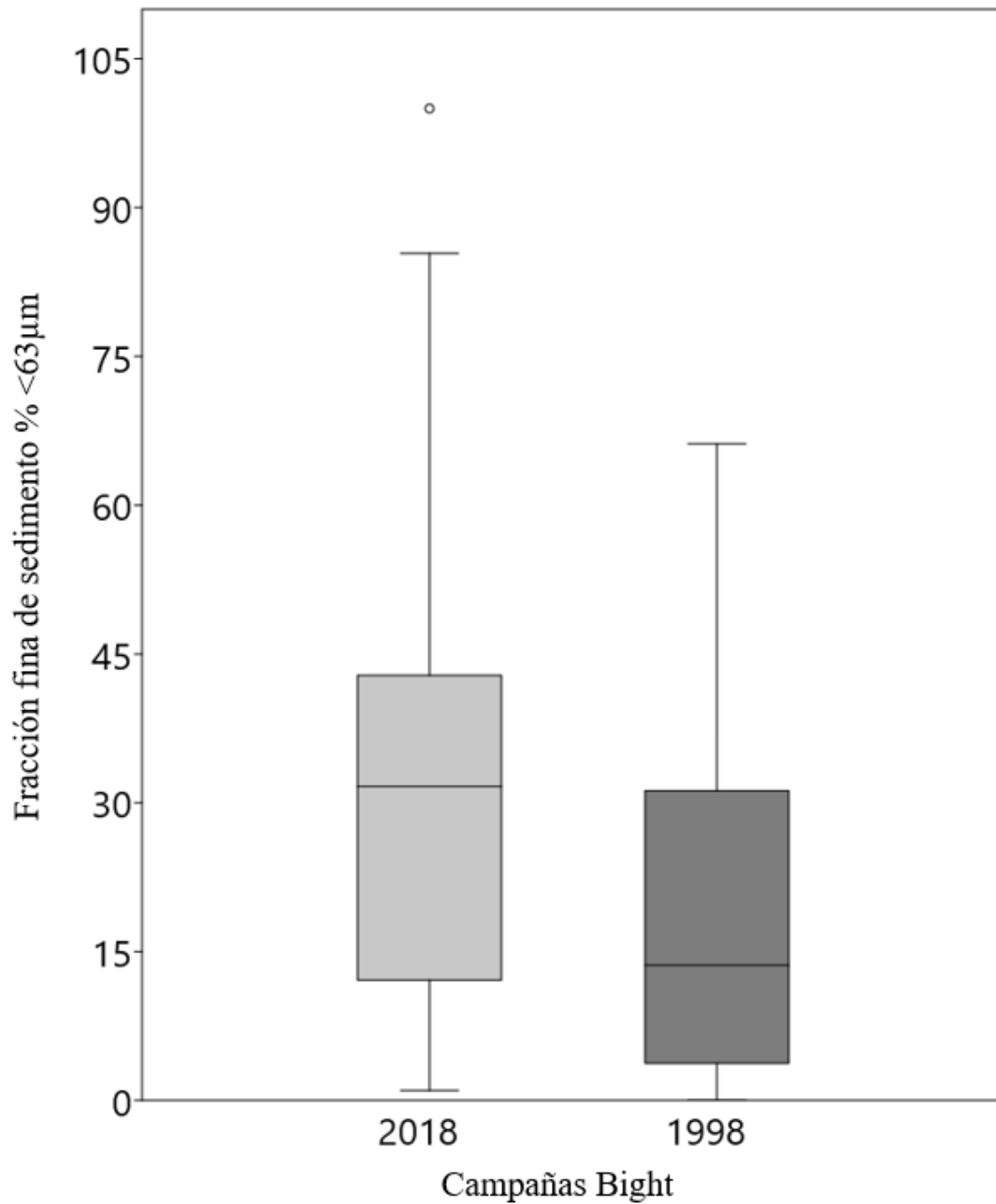


Figura 6. Diagrama de cajas y bigotes para el porcentaje de la fracción fina de sedimento superficial % <63um durante las campañas 1998 y 2018, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.

En los años 2018 y 1998 en escala espacial en todas las zonas se observó un incremento en la proporción de fracción fina del sedimento, este aumento fue más notorio en la zona centro en donde aumento en una proporción mayor al doble. A pesar de que la zona sur y la zona norte tienen influencia de deltas y plantas de tratamientos residuales su aumento no fue tan elevado como el de la zona centro. (Figura 7).

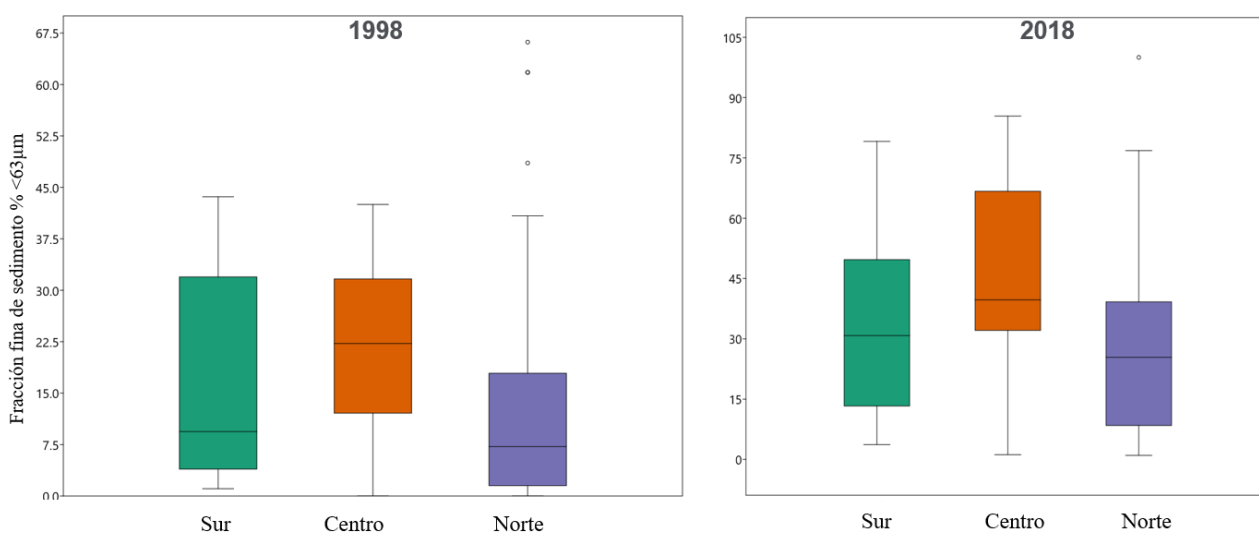


Figura 7. Diagrama de cajas y bigotes para el porcentaje de fracción fina de los sedimentos superficial $\% < 63 \mu\text{m}$ para cada zona del área de estudio, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.

Materia orgánica

El contenido de carbono orgánico en el sedimento (%CO), tuvo una tendencia de incremento del año 1998 (0.41%) al año 2018 (1.65%) (Figura 8).

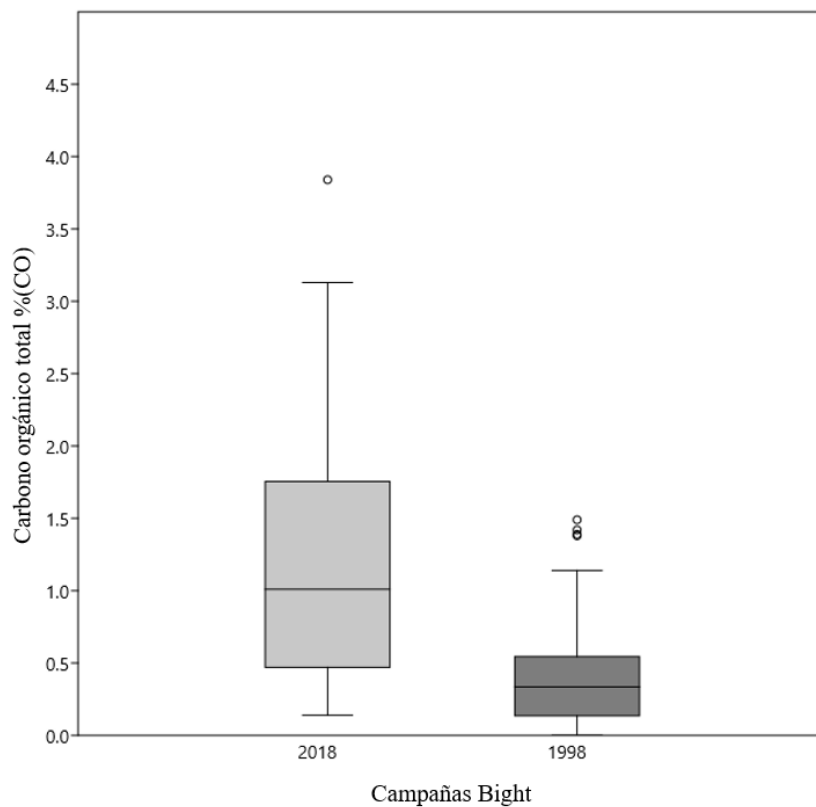


Figura 8. Diagrama de cajas y bigotes para el porcentaje de carbono orgánico (%CO) de los sedimentos superficiales durante las campañas 1998 y 2018 del área de estudio. Las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana, los círculos los outliers.

En los años 2018 y 1998 el valor máximo %CO se registró en la zona centro en la zona más profunda en la isobata al cañón submarino. Por otra parte, el valor mínimo durante 1998 se registró en la zona sur (0.06 %) en la entrada norte de la Bahía de Todos Santos. En el año 2018 el valor mínimo (0.02 %) se registró en la zona somera de la frontera con Tijuana, mientras el mayor máximo se obtuvo en la zona centro (3.84 %) (Figura 9).

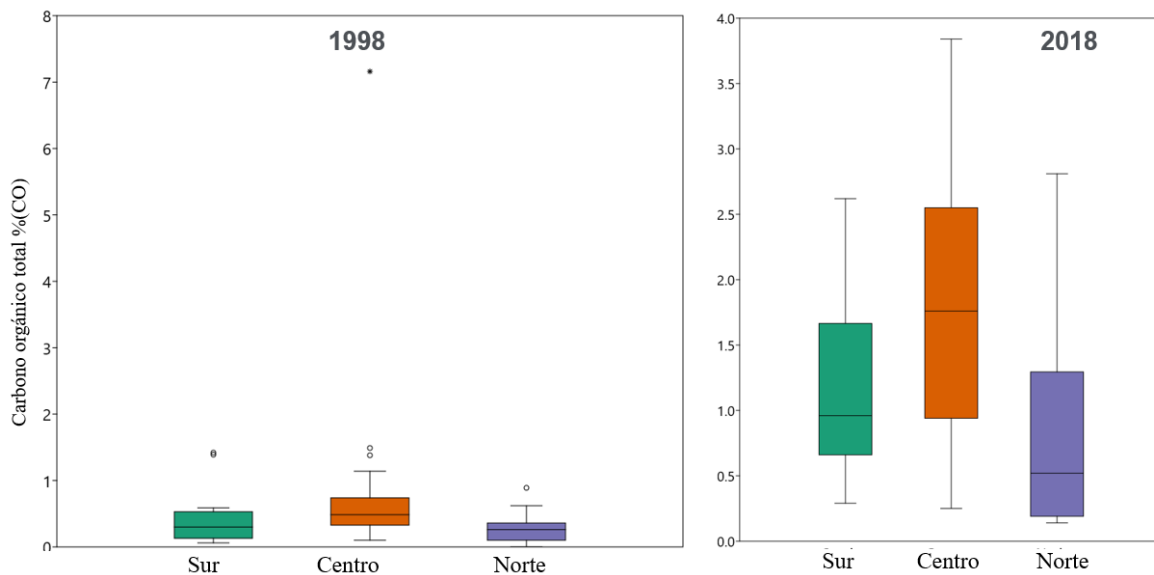


Figura 9. Diagrama de cajas y bigotes para el porcentaje de Carbono Orgánico (%CO) de los sedimentos superficiales para cada zona del área de estudio, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos los valores atípicos.

Metales traza

La proporción de la concentración de metales traza en los sedimentos del área de estudio mostraron variaciones con respecto al tiempo. Al ser comparadas el %50 de la distribución de los metales traza entre los años de muestreo se observó que las concentraciones de Cadmio, Cromo, Manganeseo, Níquel y Plomo aumentaron sus concentraciones con respecto al tiempo con valores percentiles mayores a los de 1998, mientras el Zinc mantuvo un comportamiento de disminución a lo largo de del tiempo (Figura 10).

El plomo fue el metal traza cuya concentración fue tres veces más elevada que en el año 1998. En general la distribución de la concentración de metales traza siguieron el patrón de distribución de aumento de la fracción fina del sedimento y a su asociación con el carbono orgánico, puesto que ambos factores aumentaron en el año 2018, dado que en general la fracción fina del sedimento tiene baja concentraciones en estaciones someras, el aumento de materia orgánica en este estrato se vincula a que hubo un incremento en zonas de descargas de las plantas de tratamiento y arroyos, así como en zonas profundas como los cañones submarinos de la zona centro y el de la Bahía de Todos Santos. Con respecto a las guías de calidad de sedimento para ambientes marinos, todos los metales estuvieron por debajo del ERL (Long *et al.* 1995) o bajo efecto en la comunidad de invertebrados, por lo que las concentraciones aun no representan un efecto adverso en la comunidad de poliquetos.

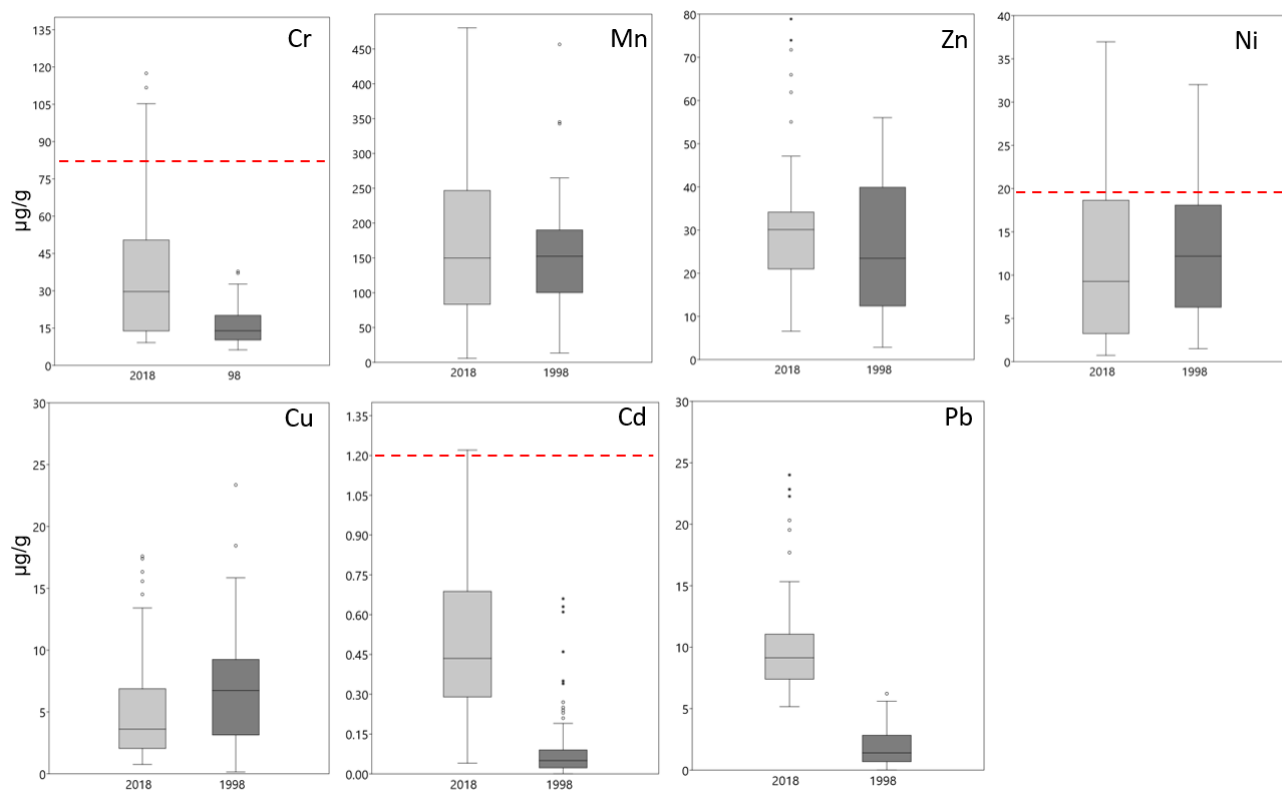


Figura 10. Diagrama de cajas y bigotes de la concentración de metales traza en sedimentos superficiales durante las campañas Bight 1998 y 2018 en la zona de estudio. Las líneas en las cajas indican el valor de la mediana, mientras las líneas discontinuas indican el valor ERL para cada compuesto y los círculos a los valores atípicos.

PBDEs: Éteres de polibromodifenil

La concentración de PBDEs en los sedimentos del área de estudio solo pudieron ser evaluadas durante la campaña Bight 2018 debido a que solo fueron determinadas en dicha campaña. En general la concentración de $\sum 15$ PBDEs en la zona de estudio presento una mediana de .52 ng/g d.w., con un máximo cercano a los 3 ng/g d.w. Lamentablemente no es posible determinar el efecto a la fauna debido a que aún existe poca información sobre este contaminante, esto según guías de calidad de sedimento para la protección de la vida acuática Cly, (2001) (Figura 11).

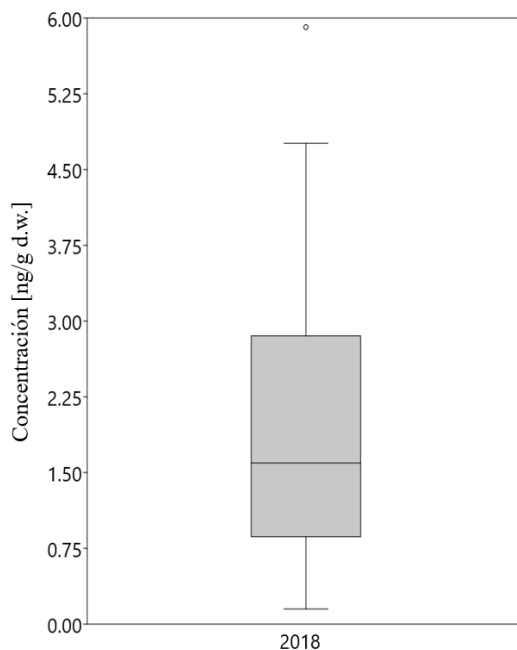


Figura 11. Diagrama de cajas y bigotes de la concentración de $\sum 15$ PBDEs (ng/g d.w.) en sedimentos superficiales del área de estudio, durante las campañas 2018. Las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.

La concentración de PBDEs en los sedimentos de las diferentes zonas obtuvieron mayores rangos de concentración en la distribución de la mediana con (0.83 $\mu\text{g/g}$) en la zona norte y un significativo aumento de (3.01 ng/g) en la zona centro, área en la cual se registraron los valores más altos de la suma de PBDEs totales (Figura 12).

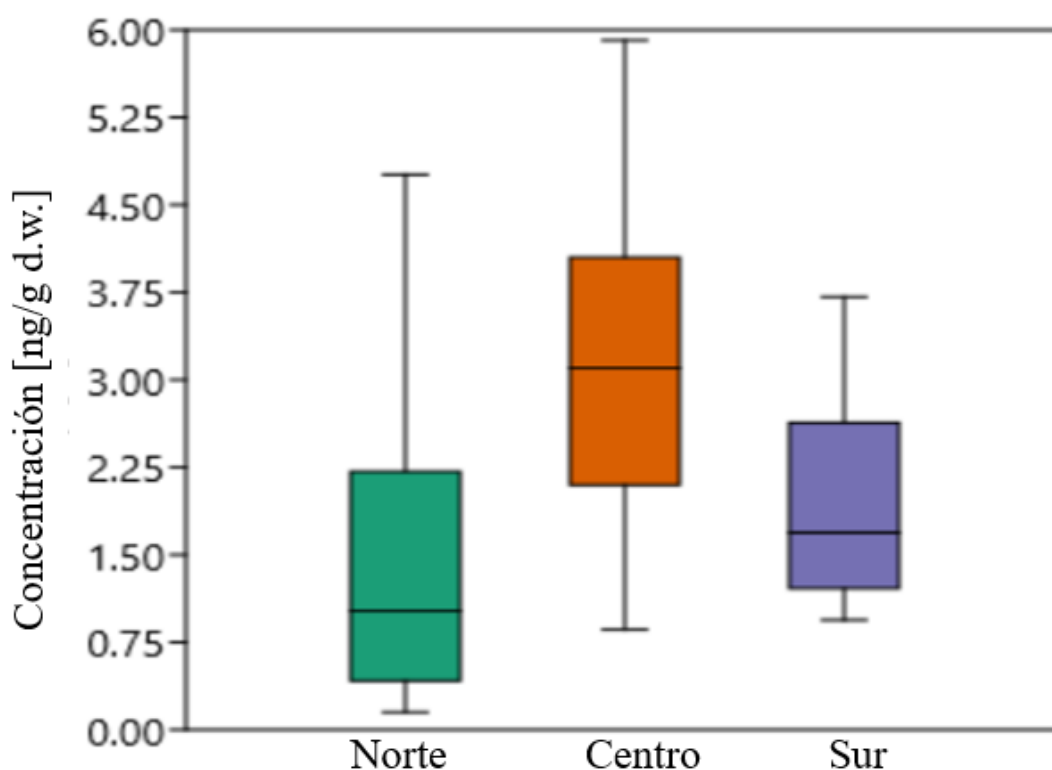


Figura 12. Diagrama de cajas y bigotes de la concentración de $\Sigma 15$ PBDEs (ng/g d.w.) en sedimentos superficiales del área de estudio para cada zona del área de estudio, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.

Composición de la estructura comunitaria.

Macrofauna bentónica

Durante las campañas oceanográficas Bight 1998 y Bight 2018, se identificaron un total 8219 y 14868 y ind. /0.1 m² respectivamente agrupados en cinco grandes grupos; Mollusca, Annelida, Crustacea Echinodermata y otros invertebrados (Cnidaria, Sipuncula, Phoronida, Chordata, etc.). Los anélidos (Clase Polychaeta) dominaron la estructura de la comunidad, constituyendo la mitad de la abundancia relativa con 50.6% (Bight 1998) a 54% (Bight 2018) del total de macrofauna bentónica en el área de estudio. Los poliquetos presentaron las mayores abundancias con 4166 y 8025 ind. /0.1 m², respectivamente. Para la campaña Bight 1998, el resto de la macrofauna obtenida sin contabilizar los poliquetos estuvo compuesta por el Phylum Mollusca con 1654 ind./0.1 m² (20.1%), Phylum Echinodermata con 1162 ind./0.1 m² (14.1%), Subphylum Crustacea con 996 ind. /0.1 m² (12.1%), y otros invertebrados 247 ind./0.1 m² (3%) (Figura 13). Durante la campaña Bight 2018 se observaron cambios en la comunidad de macroinvertebrados bénticos, esto debido a un ligero aumento en la proporción de organismo en los Phylum Polychaeta 8045 ind./0.1 m² (54%), Mollusca 3756 ind./0.1 m² (25.2%) y otros invertebrados con 771 ind./0.1 m² (5.1%), además de un decremento el Phylum Echinodermata con 523 ind./0.1 m² (3.5%) quienes disminuyeron su abundancia con mayor proporción (Figura 13).

El patrón indicó un aumento en la proporción de poliquetos, moluscos y otros invertebrados en escala espacial y temporal durante las campañas 1998/2018 siendo estos grupos los que dominaron la estructura de la comunidad de macroinvertebrados.

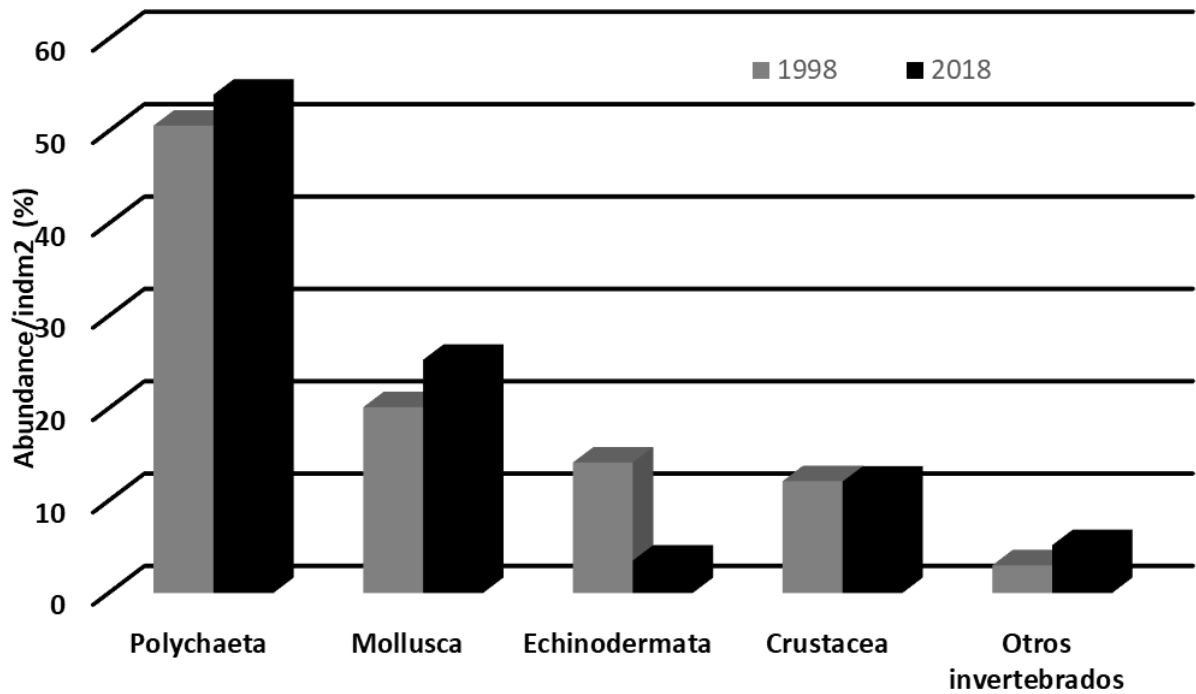


Figura 13. Abundancia relativa de los grupos recolectados durante las campañas Bight 1998 y 2018.

Zona norte

La fauna obtenida en la zona norte durante las campañas Bight 1998 y 2018 permitió que se observara un ligero cambio de la comunidad de macroinvertebrados bénticos, esto debido a la homogeneidad en la abundancia de poliquetos 3195 y 1354 ind./0.1 m² (46 y 44%) y a la triplicación en la abundancia de moluscos con 3149 ind./0.1 m² (36.9%) durante 2018.

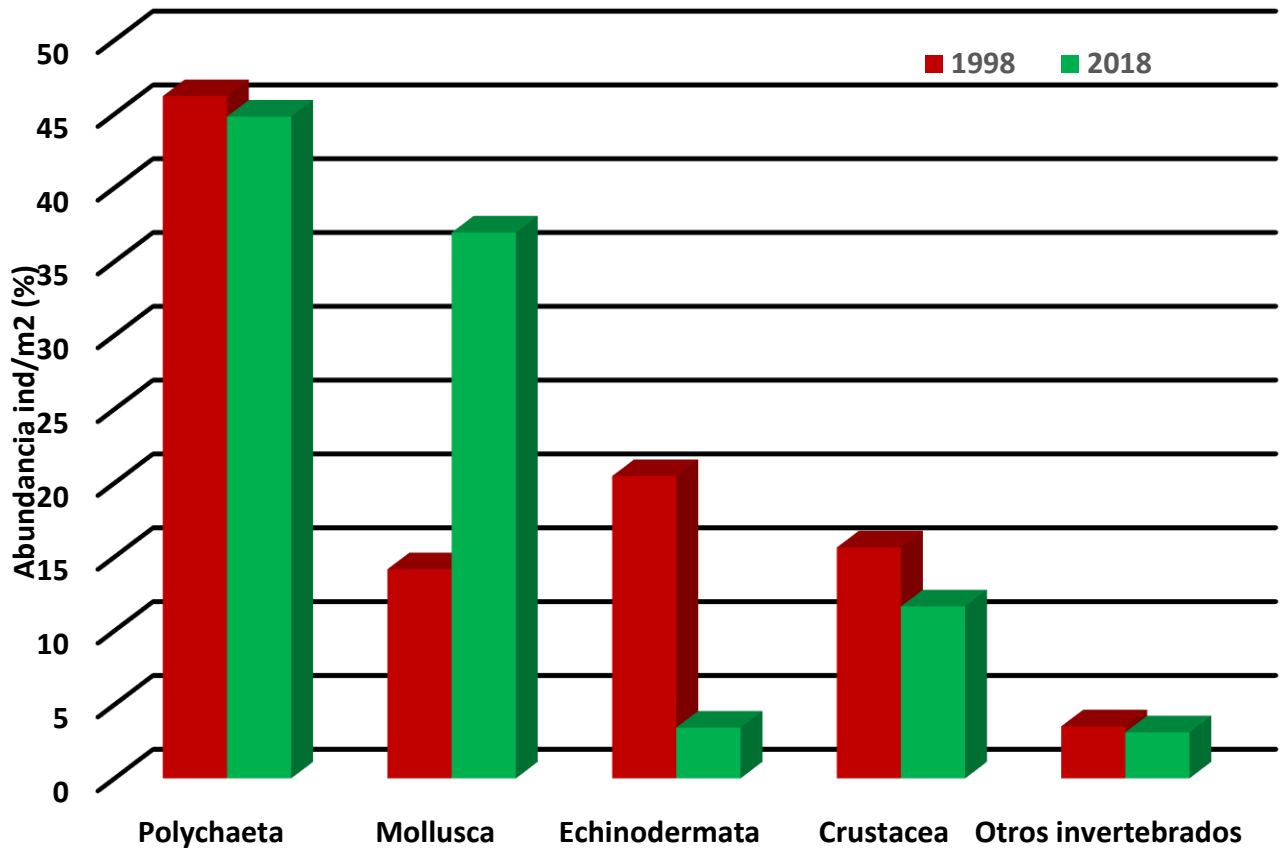


Figura 14. Abundancia relativa de los grupos recolectados en la zona norte durante las campañas 1998 y 2018.

Zona centro

La comunidad de macroinvertebrados de la zona centro durante las campañas Bight 1998 y 2018, mostro que los anélidos (Clase Polychaeta) dominaron la estructura de la comunidad, constituyendo 50.7% (Bight 1998) y 44.8. % (Bight 2018) del total de macrofauna bentónica en el área de estudio. Los poliquetos presentaron las mayores abundancias con 1698 y 1959 ind. /0.1 m². Durante la campaña Bight 2018 se observó que hubo una tendencia similar con respecto a la campaña Bight 1998, en donde el Phylum Polychaeta disminuyo alrededor del 5%, mientras los otros grupos obtuvieron un comportamiento similar. Se detecto que el Phylum Mollusca obtuvo una tendencia de aumento del 10% siendo este taxon el que registro mayor variabilidad en esta zona (Figura 15).

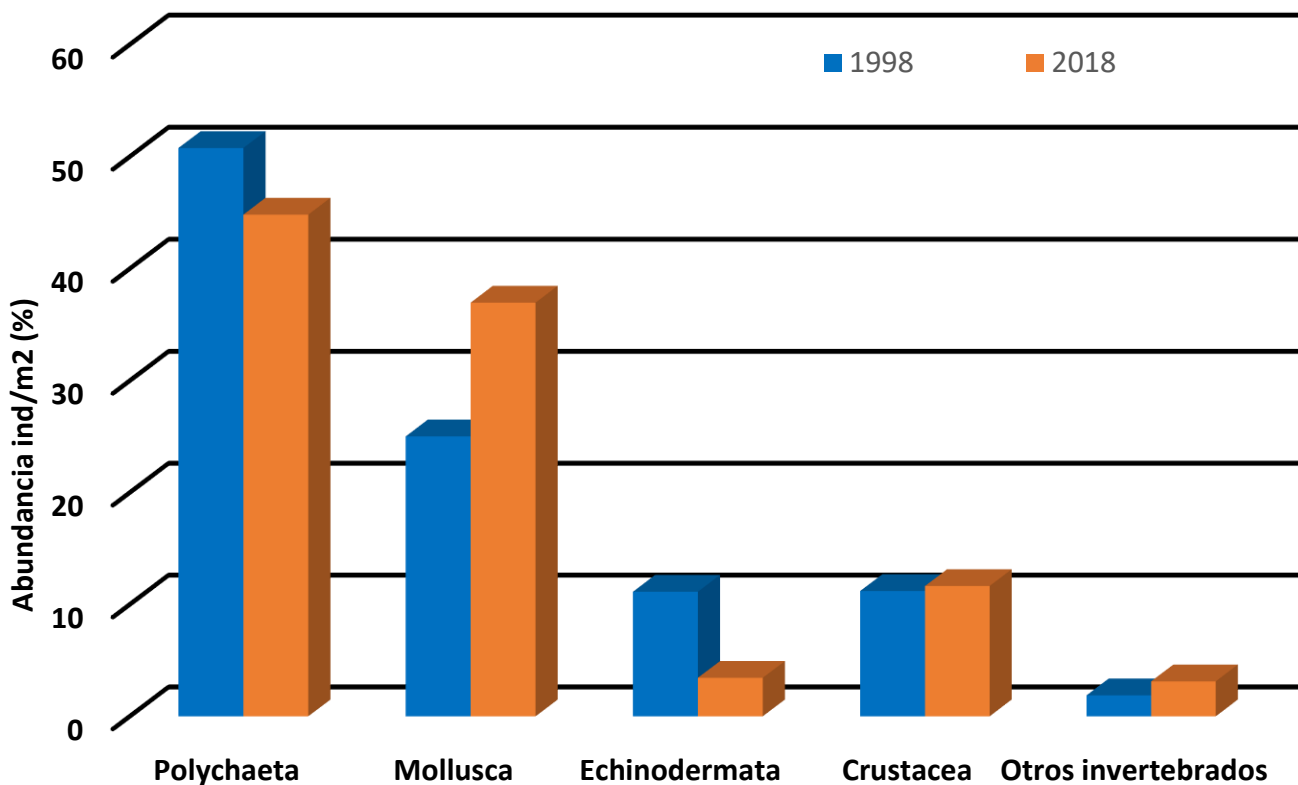


Figura 15. Abundancia relativa de los grupos recolectados en la zona centro durante las campañas 1998 y 2018.

Zona sur

Los macroinvertebrados de la zona sur durante campañas Bight 1998 y 2018, mostro que los anélidos (Clase Polychaeta) dominaron la estructura de la comunidad, constituyendo 53.7% (Bight 1998) a 67 % (Bight 2018) del total de macrofauna bentónica en el área de estudio. Los poliquetos presentaron las mayores abundancias con 1154 y 2871 ind. /0.1 m² respectivamente. Para la campaña Bight 1998, el resto de la macrofauna estuvo compuesta por el Phylum Mollusca con 497 ind. /0.1 m² (20.7%), Phylum Echinodermata con 225 ind. /0.1 m² (10.2%), Subphylum Crustacea con 201 ind. /0.1 m² (9.1%), y otros invertebrados

87 ind. /0.1 m² (11.7%) (Fig. 16). Durante la campaña Bight 2018 se observó un cambio de la comunidad de macroinvertebrados bénticos, esto se formó por el aumento de casi cuatro veces la abundancia de otros invertebrados con 433 ind. /0.1 m² (10.2%), además de un decremento en los demás grupos muestreados, Crustacea con 534 ind. /0.1 m² (12.6%), Phylum Echinodermata con 164 ind. /0.1 m² (3.8%) y el Phylum Mollusca con 230 ind. /0.1 m² (5.4%), y quienes disminuyeron su abundancia con mayor proporción (Fig. 16). El patrón indicó un aumento en la proporción de poliquetos y otros invertebrados en escala espacio-temporal durante las campañas 1998 y 2018 siendo estos grupos los que dominaron la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, cabe destacar la disminución del Phylum Mollusca, el cual obtuvo una tendencia de decremento en la zona sur a diferencia de los patrones de aumentos detectados en la zona centro y norte.

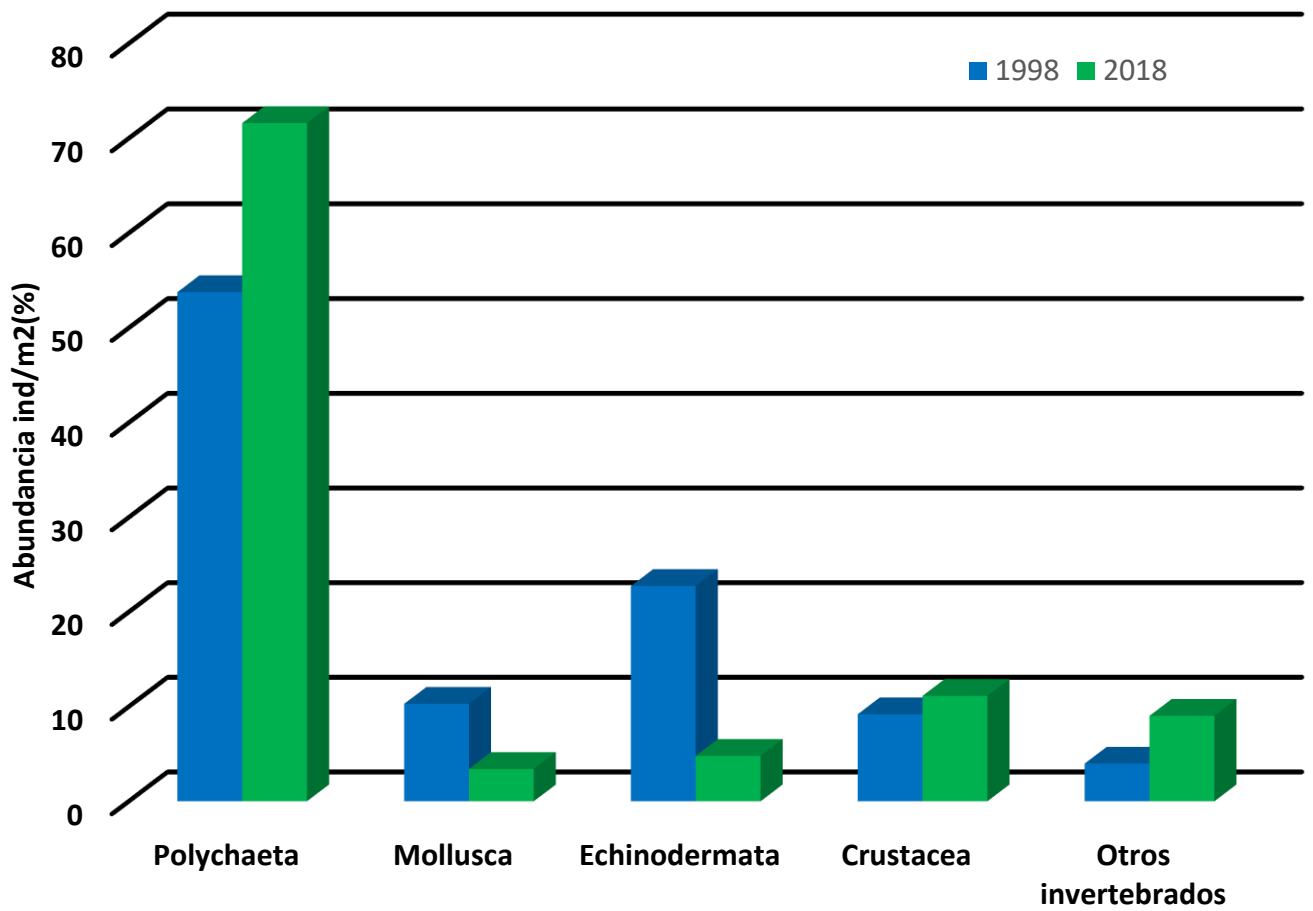


Figura 16. Abundancia relativa de los grupos recolectados en la zona sur durante las campañas 1998 y 2018.

Cambios temporales en la estructura comunitaria de poliquetos Bight 1998 y 2018

El análisis de 79 estaciones durante la campaña Bight 2018 y de 72 estaciones durante la campaña Bight 1998, dio como resultado un total de 12185 individuos que pertenecen a la Clase Polychaeta. Se observó una tendencia temporal de aumento en los valores de abundancia Bight 1998 (4166 ind. /0.1 m²); 2018 (8025 ind. /0.1 m²). Durante la campaña oceanográfica Bight 2018 se observó un aumento en la abundancia de 3859 ind. /0.1 m², esto también se observó en términos de abundancia relativa con un incremento del 50%, en escala local se obtuvieron valores de incremento principalmente en las zonas centro y sur con valores de punto de mediana de 45 a 51 ind. /0.1 m² durante el Bight 1998 a diferencia de la campaña Bight 2018 donde se registraron valores de 54 a 123 ind. /0.1 m² (Figura 17).

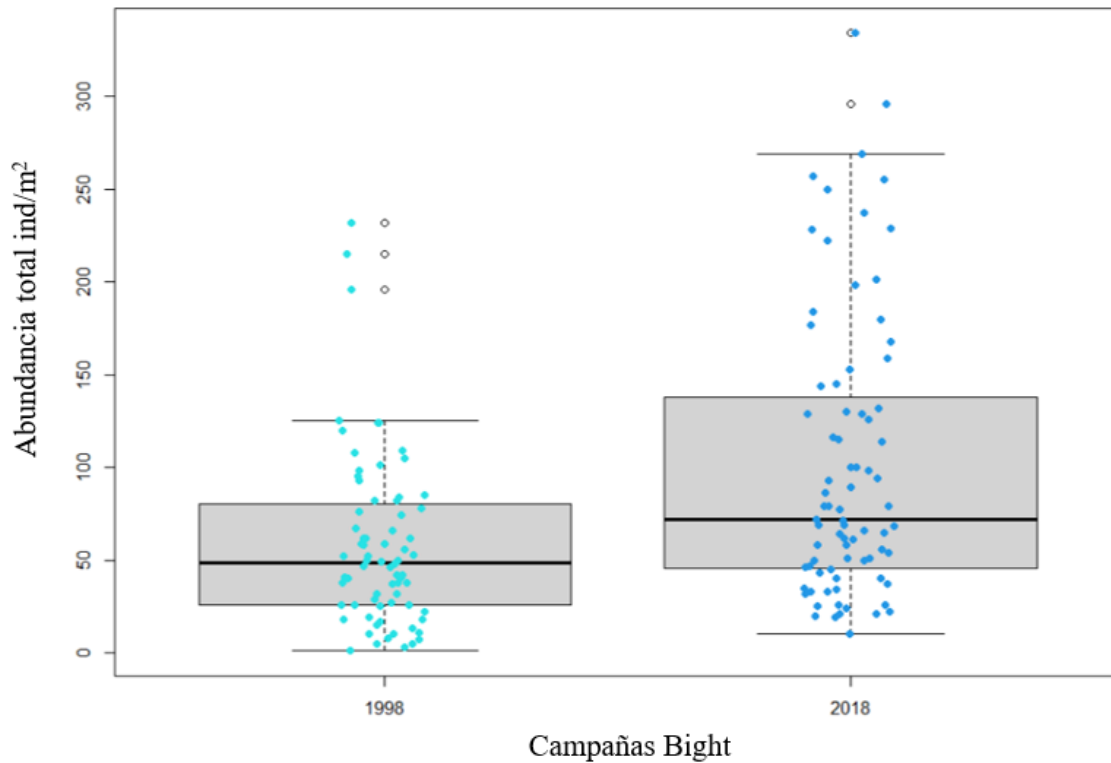


Figura 17. Diagrama de cajas y bigotes de la abundancia de poliquetos ind/m² durante las campañas 1998 y 2018, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos los valores atípicos.

La riqueza de especies de poliquetos mostró un patrón de aumento del Bight 1998 (Figura 18) al Bight 2018 (Figura 19) con 205 especies y 300 especies, respectivamente. Durante la campaña 1998 se obtuvo un mayor número de especies raras, las cuales solo fueron registradas en una o dos estaciones (Chao 1 y 2). Asimismo, hubo una tendencia temporal hacia una mejor distribución espacial del número de especies por estación. En la campaña Bight 2018 hubo una mayor heterogeneidad espacial en el número de especies por estación (Figura 19).

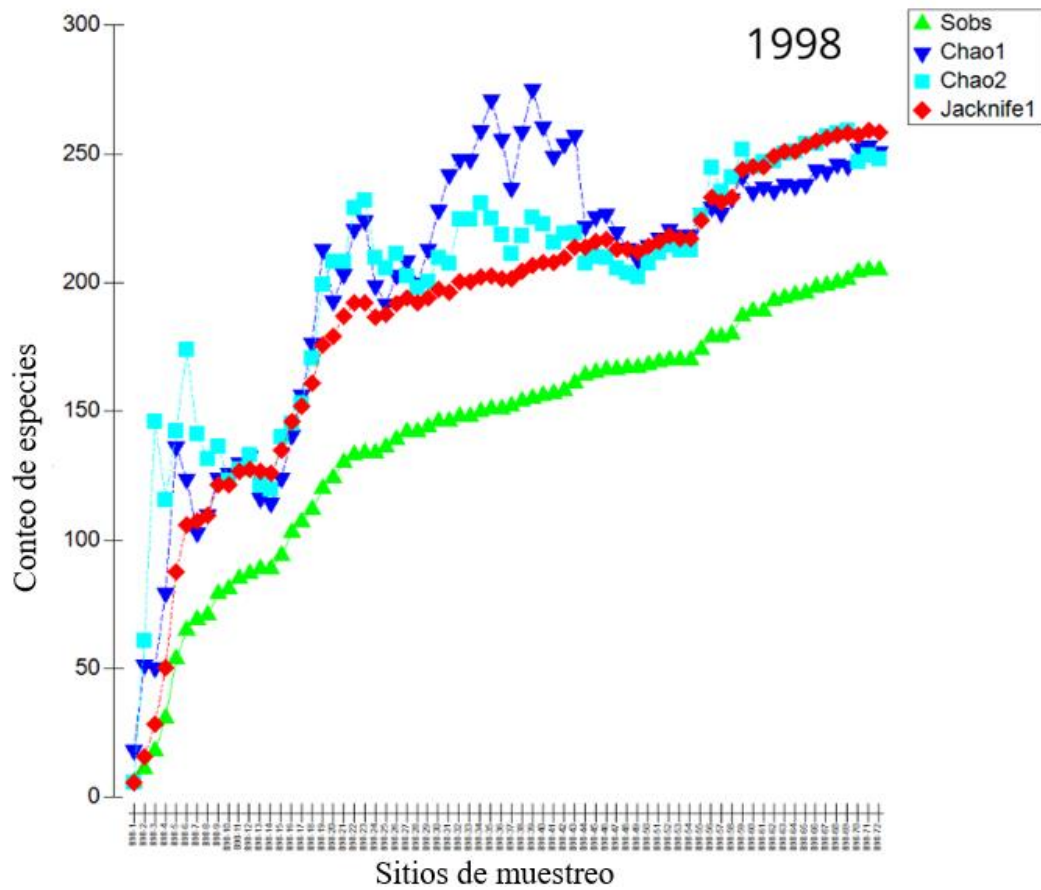


Figura 18. Curva de acumulación de especies observadas durante la campaña, Sobs; especies totales por muestra, Chao 1-2; muestran las especies raras en cada estación y Jackknife; especies únicas durante la campaña BIGHT 1998.

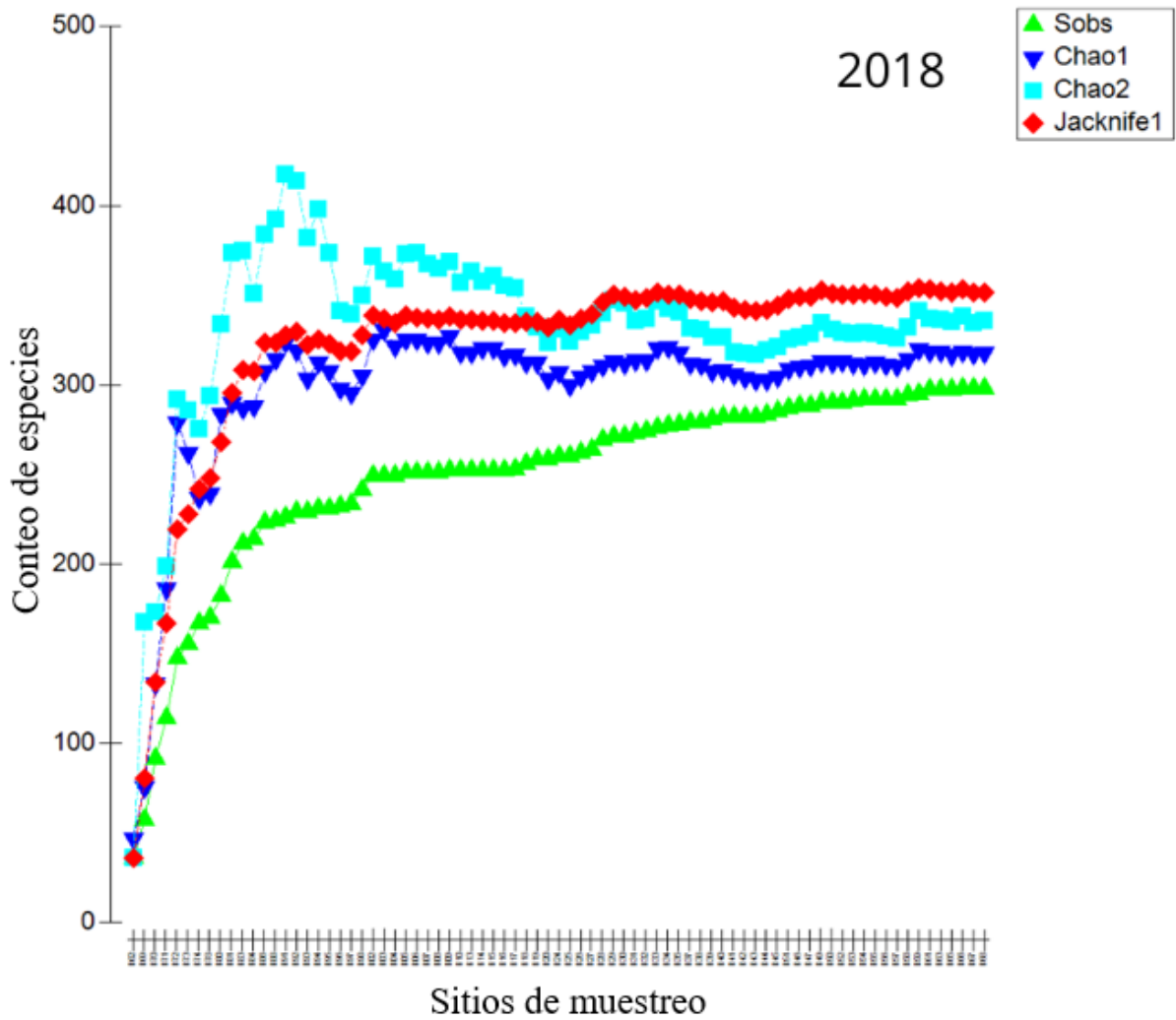


Figura 19. Curva de acumulación de especies observadas durante la campaña, Sobs; especies totales por muestra, Chao 1-2; muestran las especies raras en cada estación y Jackknife; especies únicas durante la campaña BIGHT 2018.

De las 205 especies identificadas en la campaña Bight 1998, cinco especies obtuvieron las frecuencias relativas más elevadas: *Spiophanes duplex* (11.8%), *Spiophanes kimballi* (7.9%), *Phisidia sanctaemariae* (5.5%), *Pectinaria californiensis* (3.3%), y *Euclymeninae sp A* (3.0%). Mientras que durante la campaña Bight 2018 se identificaron 300 especies, de estas seis especies obtuvieron los mayores valores porcentuales: *Spiophanes duplex* (8.5%), *Spiophanes kimballi* (6.6%), *Prionospio jubata* (4.3%), *Prionospio dubia* (4.0%), *Paradiopatra parva* (4.0%) y *Spiophanes norrisi* (3.2%) (Figura 20). El resto de las especies se describe en la (Tabla 14), en la sección de anexos.

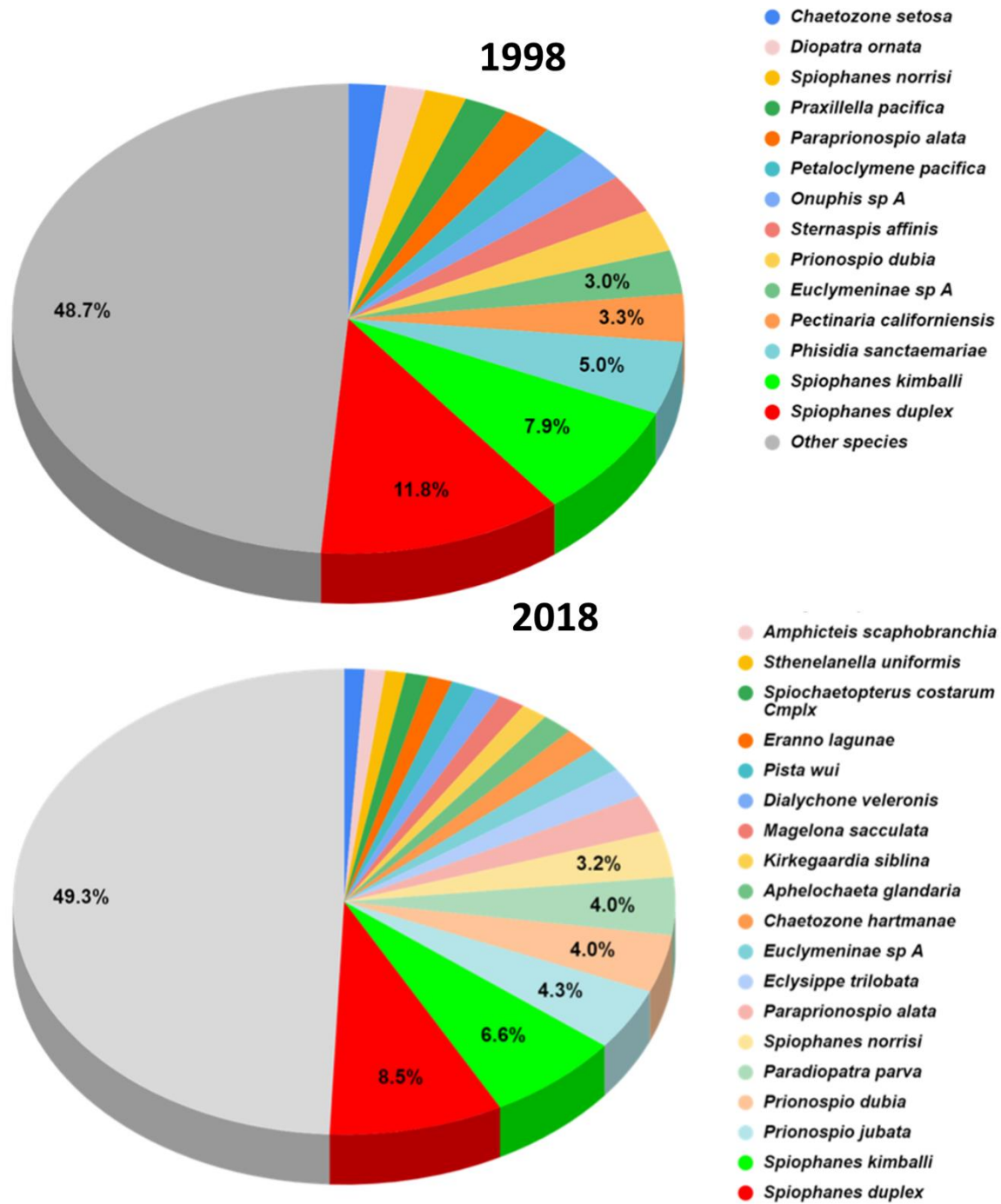


Figura 20. Composición de las especies más representativas durante las campañas superior; BIGHT 1998 e inferior; Bight 2018.

En general, se observó que las especies *Spiophanes duplex* y *Spiophanes kimballi* fueron las especies más abundantes de ambas campañas representando de entre las dos el 15.4% (Bight 2018) y 19.7% (Bight 1998) de la abundancia total a lo largo del tiempo. Mientras que el resto de las especies fueron poco representativas con valores menores al 3%.

Comunidades de poliquetos bénticos: Índices de diversidad

La diversidad a través del índice de Shannon-Weiner (H') mostró una tendencia temporal de aumento entre las campañas oceanográficas Bight 1998 al Bight 1988.

Durante Bight 1998, de acuerdo con los valores de H' obtenidos de 1.1 a 4.8 bits /ind m^2 ., se observó que en escala espacial el 97.3% del área de estudio tienen una distribución equitativa de la abundancia entre las especies, por lo tanto, se consideró que contaba con una comunidad heterogénea y en buen estado ecológico (Figura 21). Esto se puede corroborar con los valores obtenidos del índice de equidad (J') los cuales indicaron que el 97% de los sitios de muestreo presentaron una muy buena distribución de la riqueza de especies. En esta campaña, solo el 2.7% del área de estudio tenía valores H' entre 1.0 a 1.97 bits / ind., que se considera como un estatus ecológico pobre, que podría ser consecuencia de una mayor perturbación o estrés y por lo tanto una distribución menos equitativa de la abundancia entre especies.

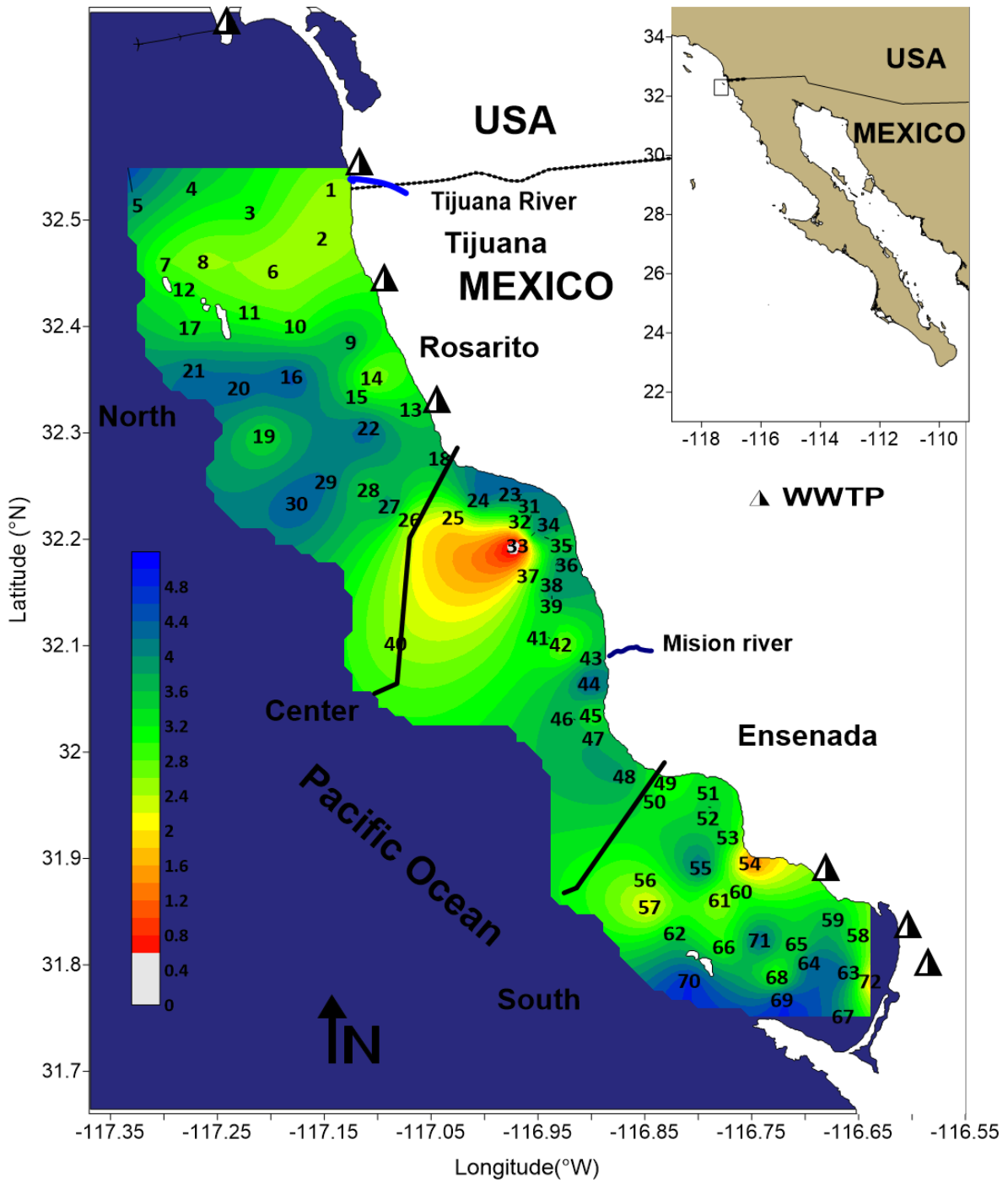


Figura 21. Mapa de la distribución del índice de diversidad H' a través de la campaña Bight 1998.

Mientras que durante el Bight 2018, hubo un aumento en los valores de H' entre 1.5 a 5.6 bits /ind., que nos indica que la comunidad del área de estudio tendió a ser más heterogénea como consecuencia de una mejor distribución de las abundancias entre las especies, con una proporción de 98.8% de estaciones del área de estudio con buen estado ecológico (Figura 22). Lo cual se apoya con los valores del índice de equidad (J'), estos valores indicaron que el 98.8% de los sitios de muestreo mostraron una muy buena distribución de la riqueza de especies. Se consideró que el 1.7% del área en la bahía Todos Santos tenía un estado pobre. En general, se observó que las comunidades de poliquetos tienden a ser más heterogéneas y estables a través del tiempo. Se observó un mayor número de sitios con mal estado ecológico durante la campaña Bight 1998, estos en su mayoría a zonas cercanas al área de descarga de las plantas de tratamiento de desecho, y en sitios cercanos a la zona de depósito de sedimentos de dragado del puerto de Ensenada.

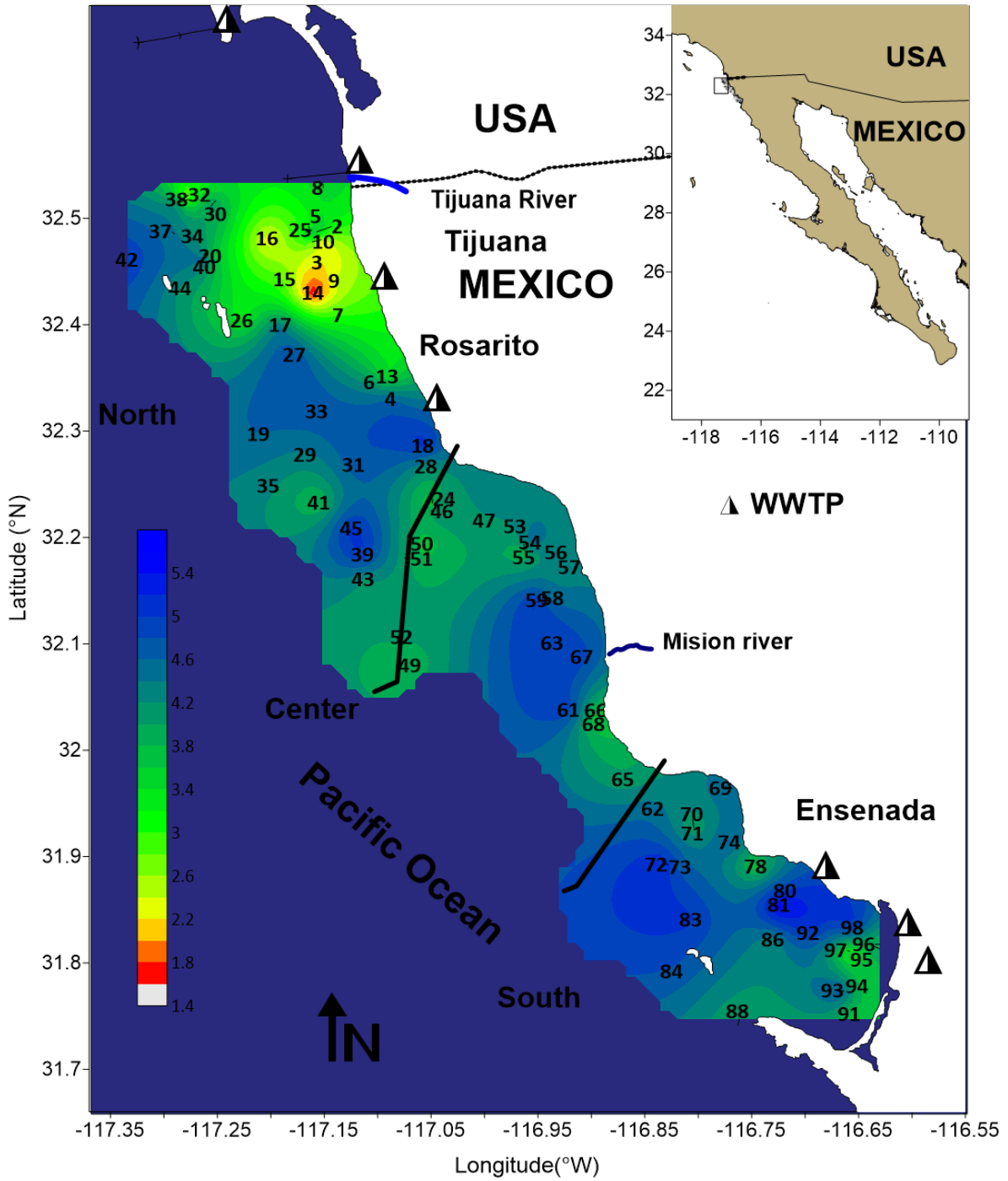


Figura 22. Mapa de la distribución del índice de diversidad H' a través de la campaña Bight 2018.

Ensamblajes de las comunidades a través del tiempo

El gráfico de ordenación resultante del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (n-MDS), generado a partir de la matriz del índice de similitud de Bray-Curtis utilizando la abundancia de las especies de poliquetos, dio como resultado valores de estrés de Kruskal durante las campañas Bight 1998 y 2018 de 0.17 (Figura 23). Esto indicó que la representación de la similitud de los ensamblajes de la comunidad de poliquetos fue buena.

La configuración de las abundancias en el gráfico n-NMDS durante las campañas 1998 y 2018 muestra que existe una gran similitud entre ambas comunidades, este comportamiento es probablemente debido al efecto de los eventos ENSO que ocurrieron en 1997-1998 y 2016-2018, lo que provocó que los organismos mostraran tendencias similares, sin embargo se pueden observar una separación dada la magnitud de dichos eventos, puesto que el niño de 1998 fue de una magnitud más elevada que el sucedido durante el año 2016 (Figura 23).

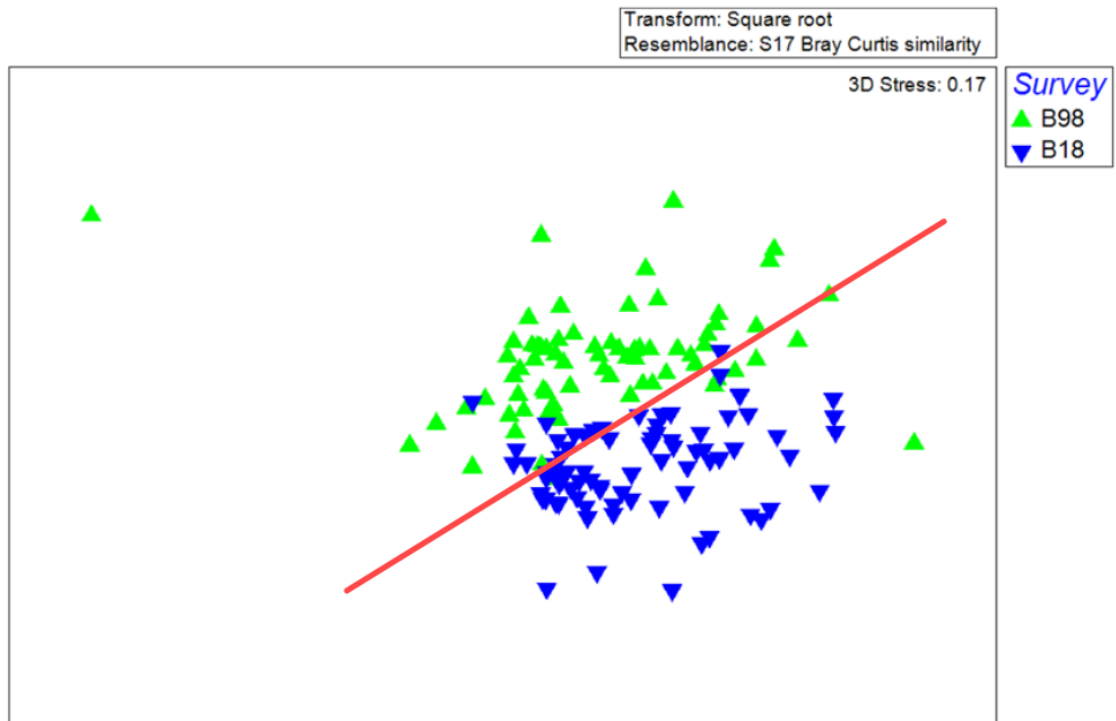


Figura 23. Gráfico de ordenamiento, Escalamiento no Métrico Multidimensional (nMDS), basado en la medida de similitud de Bray-Curtis sobre los valores de composición y abundancia de poliquetos durante las campañas Bight 1998 y 2018.

El análisis SIMPER encontró que la disimilitud de las comunidades dentro de las campañas Bight 1998 y 2018 oscilo entre el 20.44% y 22.26%, respectivamente. Durante estas campañas, las especies que aportaron el mayor porcentaje de disimilitud fueron *Spiophanes duplex* con 2.85% y *Spiophanes norrisi* con 2.06%. Esto es un resultado congruente con el obtenido en el análisis n-NMDS donde se registró una similitud entre las comunidades en escala temporal (Tabla 2).

Tabla 2. SIMPER: Análisis del conjunto de especies que formaron los grupos como resultado de las pruebas de similitud de Bray-Curtis y el gráfico de ordenación n-MDS durante las campañas Bight 1998 y 2018.

Species	Group		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Bight 98	Bight 2018				
<i>Spiophanes duplex</i>	1.93	2.15	2.85	1.26	3.38	3.38
<i>Spiophanes norrisi</i>	0.55	1.16	2.06	0.72	2.44	5.83
<i>Prionospio jubata</i>	0.52	1.55	1.78	1.13	2.11	7.93
<i>Prionospio dubia</i>	0.71	1.28	1.7	0.96	2.02	9.95
<i>Spiophanes kimballi</i>	1.06	1.46	1.69	0.75	2.01	11.96
<i>Paraprionospio alata</i>	0.76	1.06	1.53	0.93	1.82	13.78
<i>Euclymeninae sp A</i>	0.75	0.87	1.5	0.88	1.78	15.56
<i>Paradiopatra parva</i>	0.31	1.33	1.3	0.85	1.54	17.11
<i>Sternaspis affinis</i>	0.71	0.44	1.19	0.8	1.42	18.52
<i>Onuphis sp A</i>	0.66	0.42	1.18	0.82	1.4	19.92
<i>Pectinaria californiensis</i>	0.78	0.12	1.07	0.64	1.28	21.2
<i>Sthenelanellella uniformis</i>	0.57	0.58	1.05	0.88	1.25	22.45
<i>Glycera oxycephala</i>	0.21	0.52	1.02	0.71	1.21	23.66
<i>Sigalion spinosus</i>	0.44	0.51	0.95	0.71	1.13	24.79
<i>Praxillella pacifica</i>	0.58	0.27	0.93	0.63	1.1	25.89
<i>Pista wui</i>	0.26	0.61	0.93	0.74	1.1	26.99
<i>Petaloclymene pacifica</i>	0.4	0.29	0.88	0.51	1.04	28.04
<i>Phisidia sanctaemariae</i>	0.58	0.23	0.81	0.53	0.96	29
<i>Dialychone veleronis</i>	0.26	0.49	0.79	0.61	0.94	29.93
<i>Aphelochaeta glandaria</i>	0.06	0.75	0.79	0.71	0.93	30.87
<i>Eclysippe trilobata</i>	0.4	0.53	0.78	0.64	0.93	31.79
<i>Kirkegaardia siblina</i>	0.26	0.55	0.76	0.66	0.91	32.7
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	0.03	0.63	0.76	0.66	0.9	33.6
<i>Errano lagunae</i>	0.04	0.6	0.75	0.54	0.89	34.49
<i>Diopatra ornata</i>	0.47	0.03	0.73	0.47	0.87	35.36
<i>Amphicteis</i>						
<i>scaphobranchiata</i>	0.38	0.38	0.72	0.58	0.86	36.22
<i>Lumbrinerides platypygos</i>	0.12	0.33	0.72	0.5	0.86	37.07
<i>Chaetozone hartmanae</i>	0.13	0.62	0.7	0.59	0.84	37.91
<i>Polycirrus sp A</i>	0.1	0.41	0.7	0.62	0.83	38.74
<i>Melinna oculata</i>	0.45	0.1	0.66	0.54	0.78	39.52

<i>Scoletoma tetraura</i>	0.14	0.47	0.66	0.63	0.78	40.3
<i>Scoloplos armiger</i>	0.19	0.37	0.65	0.55	0.78	41.07
<i>Chaetozone corona</i>	0.27	0.21	0.65	0.41	0.77	41.85
<i>Aricidea (Acmira) simplex</i>	0.22	0.41	0.65	0.7	0.77	42.62
<i>Magelona sacculata</i>	0	0.45	0.64	0.41	0.76	43.38
<i>Laonice cirrata</i>	0.23	0.46	0.64	0.69	0.76	44.14
<i>Amaeana occidentalis</i>	0.4	0.13	0.63	0.53	0.75	44.88
<i>Diopatra tridentata</i>	0.4	0.1	0.62	0.53	0.74	45.62
<i>Nephtys caecoides</i>	0.25	0.24	0.59	0.59	0.7	46.33
<i>Nephtys ferruginea</i>	0.16	0.37	0.58	0.55	0.69	47.02
<i>Pista estevanica</i>	0.12	0.3	0.57	0.46	0.68	47.7
<i>Ampharete labrops</i>	0.27	0.13	0.57	0.36	0.68	48.38
<i>Scalibregma californicum</i>	0.06	0.45	0.57	0.63	0.67	49.05
<i>Rhodine bitorquata</i>	0.13	0.31	0.56	0.54	0.67	49.72
<i>Leitoscoloplos pugettensis</i>	0	0.43	0.55	0.58	0.66	50.38

Mediante la Prueba de hipótesis PERMANOVA se detectaron diferencias significativas en durante las campañas oceanográficas Bight 1998 y 2018, con un valor de prueba Permanova, $P < 0.005$. las variables que se contrastaron fueron las campañas Bight 1998 y 2018, las zonas, la profundidad y la interacción entre ellos (Tabla 3).

Tabla 3 Resultados del análisis Permanova usando las campañas 1998 y 2018, las zonas y los estratos de profundidad, los valores significativos se encuentran en rojo.

PERMANOVA						
Variable	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Profundidad	2	37573	18787	6.1965	0.0001	9835
Zona	2	12792	6396	2.1096	0.0001	9803
Campaña	1	17999	17999	5.9367	0.0001	9852
ProxZo	4	16540	4135.1	1.3639	0.003	9715
ProxCam	2	10850	5425.1	1.7894	0.0001	9790
ZoxCam	2	7969.7	3984.8	1.3144	0.0319	9833
PrxZoxCa	4	12861	3215.1	1.0605	0.2767	9741
Res	133	4.03	3031.8			
Total	150	5.46				

Además, se detectaron diferencias significativas entre todas las profundidades durante ambas campañas y en todas las zonas consideradas en este estudio (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados del análisis de la prueba de pares permutacional

Permutational PAIR-WISE TESTS			
1998			
Profundidad	t	P(perm)	perms
Somero, Medio	2.0774	0.0001	9904
Somero, Profunda	2.4548	0.0001	9921
Medio, Profunda	1.9438	0.0001	9900
2018			
Profundidad	t	P(perm)	perms
Somero, Medio	1.5767	0.0004	9892
Somero, Profunda	2.5594	0.0001	9860
Medio, Profunda	1.5265	0.0003	9869
1998			
Zonas	t	P(perm)	perms
Norte, Centro	0.99854	0.4597	9894
Norte, Sur	1.2853	0.0197	9868
Centro, Sur	1.2231	0.0424	9877
2018			
Zonas	t	P(perm)	perms
Norte, Centro	1.311	0.0087	9888
Norte, Sur	1.5485	0.0002	9862
Centro, Sur	1.4832	0.0001	9865

Cambios espaciales en la estructura comunitaria de poliquetos Bight 2018 y 1998

Zona Norte

El análisis de las estaciones registradas durante la zona norte logro que se registrara una tendencia temporal de aumento en los valores de abundancia entre la campaña oceanográfica Bight 1998 (1261 ind. /0.1 m²) y 2018 (3195 ind. /0.1 m²). Durante la campaña oceanográfica Bight 2018 se observó un aumento en la abundancia en términos del valor de la mediana donde su valor paso de 50 ind./0.1 m² en 1998 a 72 ind./0.1 m² en 2018 (Figura 24).

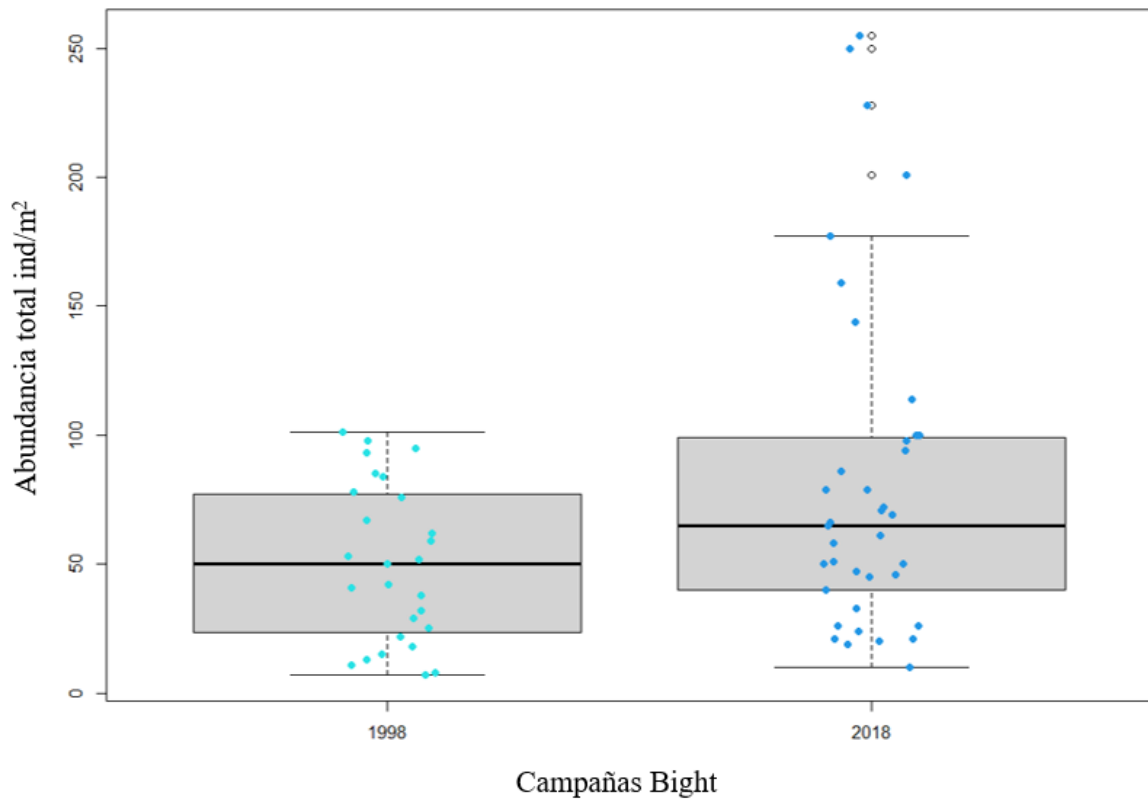


Figura 24. Diagrama de cajas y bigotes de la abundancia de poliquetos ind/m² en la zona norte durante las campañas 1998 y 2018. Las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.

La riqueza de especies de poliquetos mostró un patrón de aumento en la campaña Bight 1998 con 144 especies y durante la campaña Bight 2018 235 especie además de un rango de 6 a 33 especies y de 4 a 61 especies ind/m² totales respectivamente, la zona con la menor riqueza es representada por las estaciones someras cercanas a la planta de tratamiento Binacional y la cercanía con a la ciudad de Tijuana para ambas campañas oceanograficas. (Figura 25).

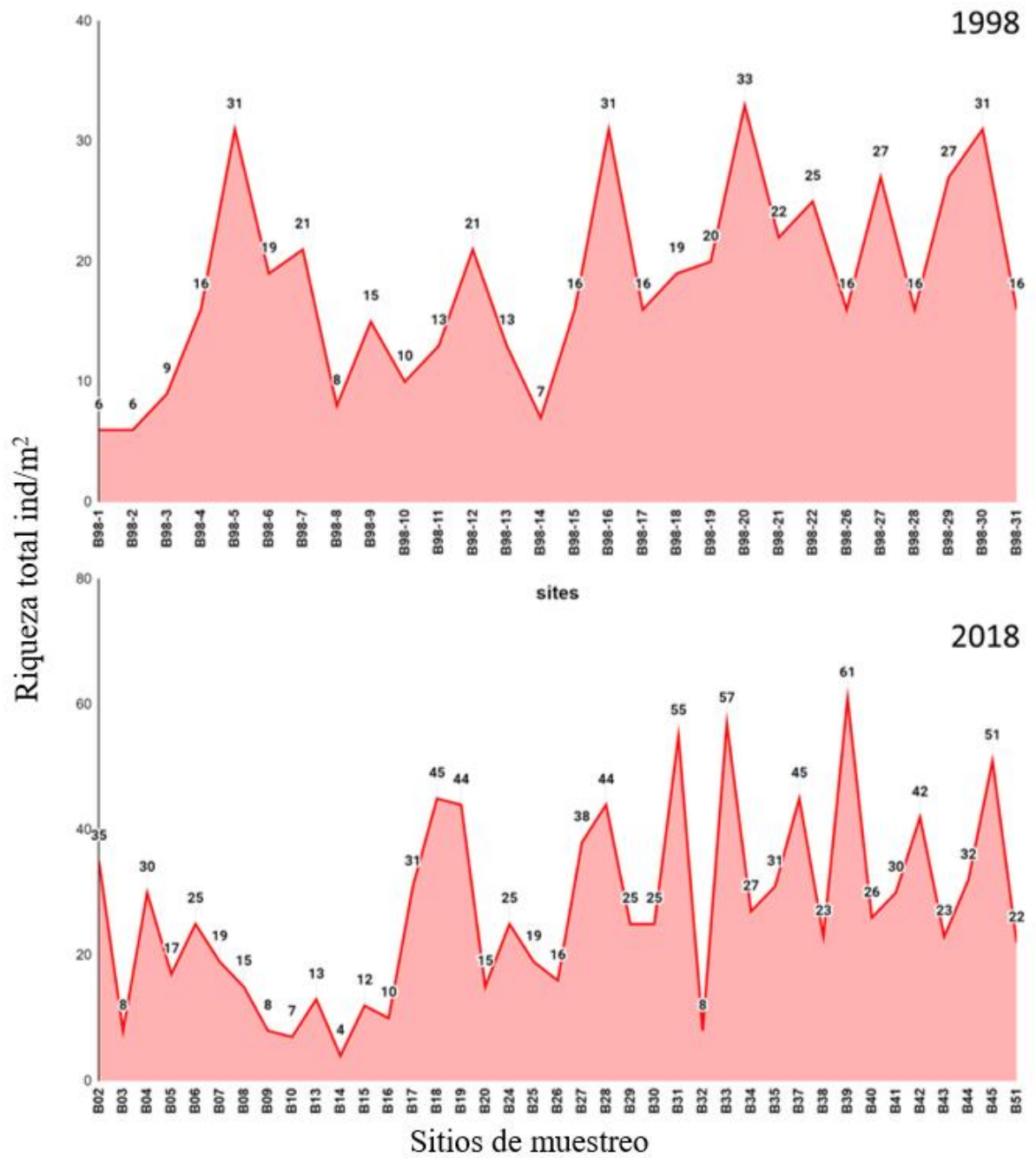


Figura 25. Gráfico de líneas de la riqueza de especies en la zona norte durante las campañas 1998 y 2018.

En lo que respecta a la abundancia relativa de la zona norte, se pueden destacar las cinco especies que obtuvieron las frecuencias relativas más elevadas: *Spiophanes duplex* (11.8%), *Spiophanes kimballi* (6.2%), *Pectinaria californiensis* (5.3%), *Chaetozone setosa* y *Diopatra ornata* (5.3%). Mientras que durante la campaña Bight 2018 la configuración de especies más abundantes fue: *Spiophanes duplex* (8.2%), *Prionospio dubia* (7.1%), *Spiophanes norrisi* (5.8%), *Prionospio jubata* (5.3%), *Spiophanes kimballi* (4.1%) y *Paradiopatra parva* (4%), se observó un cambio en los porcentajes de especies en escala local, principalmente un cambio en las especies con la mayor abundancia relativa (Figura 26 El resto de las especies se describe en la (Tabla 14), en la sección de anexos.

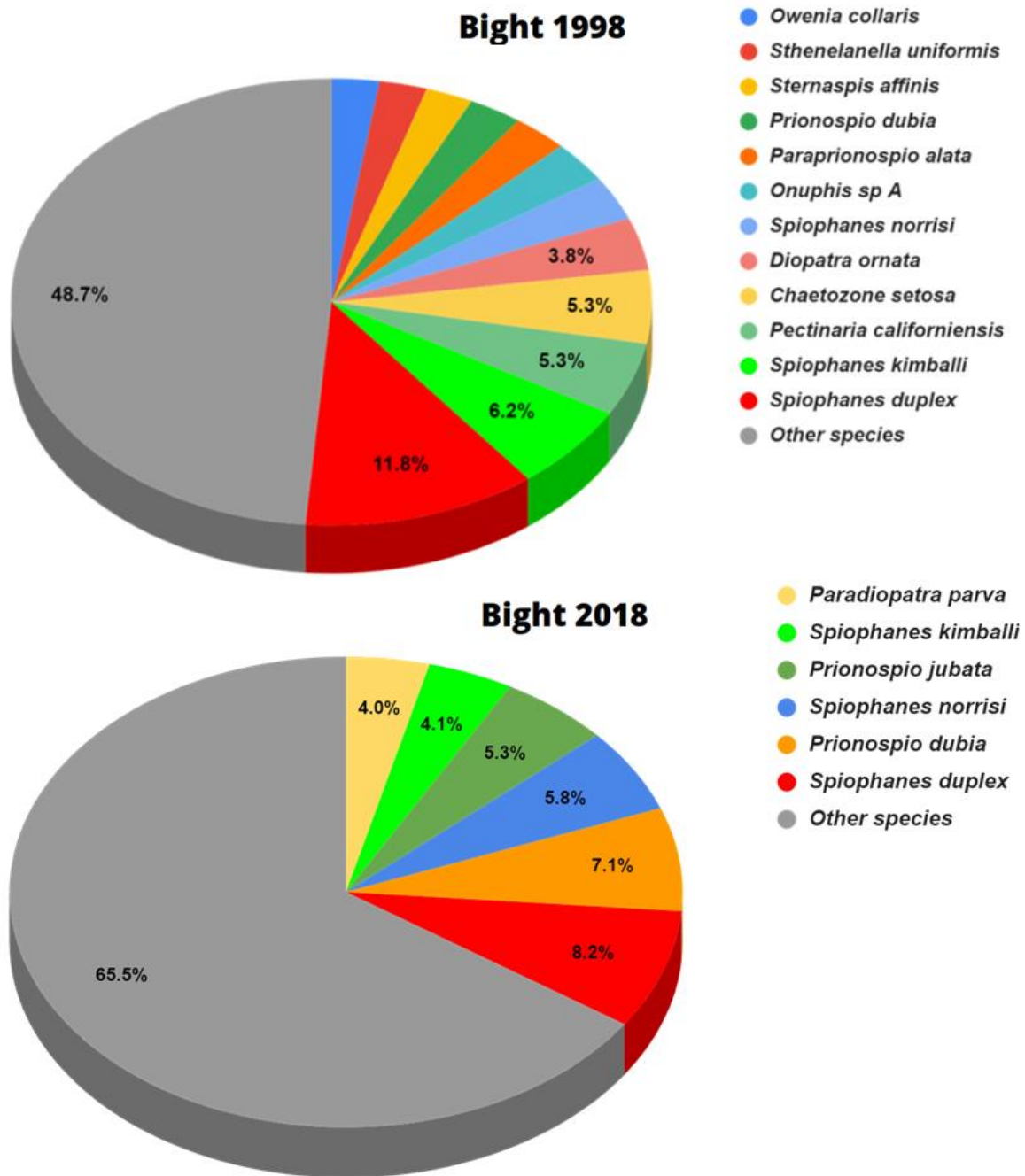


Figura 26. Composición de las especies más representativas de la zona norte a través de las campañas superior; BIGHT 1998 e inferior; Bight 2018.

Los índices de diversidad en la zona norte mostraron una tendencia temporal de disminución a través de las campañas Bight 2018 y Bight 1998. Durante Bight 1998 y de acuerdo con los valores de H' obtenidos 2.4 a 4.6 bits /ind m². Se observó que temporalmente el 100% del área de estudio tienen una distribución equitativa de la abundancia entre las especies, por lo tanto, era una comunidad heterogénea y se encontró en buen estado ecológico

No obstante, que durante la campaña Bight 2018 se obtuvo un porcentaje del 90% de estatus buenos con valores de H' entre 1.5 a 5.1 bits / ind, los rangos de diversidad observados durante el 2018 son más amplios que los del 1998, es decir, en esta campaña se observó tanto el valor más bajo (1.57, estación B14) como el más alto (5.11, estación B18) en comparación con los valores H' en 1998, donde el valor más bajo fue 2.39 (estación B98-26) y el más alto de 4.61 (estación B98-5) que se sitúan cerca de las plantas de tratamiento, lo que quiere decir que la tendencia temporal de la diversidad se mantuvo similar en esos sitios. (Tabla 5).

Tabla 5. Índices de diversidad; Pielou (J'), Shannon ($H' \log^2$) y Simpson ($C' \text{-Lambda}$)

de la zona norte a través de las campañas 1998 y 2018.

Bight18				Bight 98			
Estaciones	J'	$H'(\text{Log}^2)$	$C' \text{-Lambda}$	Estaciones	J'	$H'(\log^2)$	$C' \text{-Lambda}$
B02	0.8038	4.123	0.1163	B98-1	0.9755	2.522	0.1837
B03	0.7403	2.221	0.3077	B98-2	0.9306	2.41	0.2188
B04	0.9437	4.63	0.0512	B98-3	0.9766	3.096	0.124
B05	0.7232	2.956	0.2602	B98-4	0.876	3.50	0.1225
B06	0.8919	4.142	0.0785	B98-5	0.9312	4.61	0.05099
B07	0.7039	2.99	0.2439	B98-6	0.5808	2.47	0.3673
B08	0.9	3.516	0.125	B98-7	0.6362	2.794	0.319
B09	0.7952	2.386	0.2608	B98-8	0.8358	2.507	0.2544
B10	0.8	2.246	0.2853	B98-9	0.982	3.837	0.07407
B13	0.919	3.401	0.1111	B98-10	0.877	2.91	0.1648
B14	0.7855	1.571	0.42	B98-11	0.7909	2.927	0.2036
B15	0.7852	2.815	0.2426	B98-12	0.7166	3.148	0.2278
B16	0.6658	2.212	0.36	B98-13	0.9071	3.356	0.1281
B17	0.8869	4.394	0.066	B98-14	0.8901	2.50	0.2089
B18	0.9306	5.111	0.0386	B98-15	0.8324	3.33	0.1398
B19	0.8436	4.605	0.0681	B98-16	0.9138	4.527	0.05725
B20	0.978	3.821	0.0748	B98-17	0.8093	3.24	0.164
B24	0.7773	3.609	0.1533	B98-18	0.8673	3.684	0.1164
B25	0.8026	3.409	0.1303	B98-19	0.7476	3.23	0.2088
B26	0.8221	3.289	0.1504	B98-20	0.8688	4.382	0.06872
B27	0.9168	4.811	0.0501	B98-21	0.9618	4.29	0.05859
B28	0.7622	4.161	0.1045	B98-22	0.9465	4.4	0.05669
B29	0.9375	4.354	0.0613	B98-26	0.5976	2.39	0.3611
B30	0.8948	4.155	0.075	B98-27	0.8695	4.134	0.07625
B31	0.8152	4.713	0.0708	B98-28	0.8219	3.29	0.1588
B32	0.8672	2.602	0.205	B98-29	0.8914	4.239	0.07017
B33	0.8079	4.712	0.0671	B98-30	0.9025	4.47	0.06163
B34	0.8872	4.218	8.03				
B35	0.8598	4.26	0.0996				
B37	0.8064	4.429	0.0819				
B38	0.9113	4.122	0.078				
B39	0.849	5.035	0.0534				

B40	0.9455	4.444	0.0534
B41	0.7623	3.741	0.1744
B42	0.9239	4.982	0.0412
B43	0.9255	4.186	0.0709
B44	0.8304	4.152	0.0938
B45	0.8994	5.102	0.0424
B51	0.9145	4.078	0.0738

Zona Centro

La zona centro se caracterizó por tener la menor influencia de puntos de contaminación a la comunidad de poliquetos. De igual forma que la zona norte, también obtuvo un incremento en los valores de abundancia de la campaña Bight 1998 (1658 ind. /0.1 m²) a la de 2018 (1959 ind./0.1 m²). Durante la campaña Bight 2018 se observó un aumento tanto en los valores netos de abundancia como en el valor de la mediana en donde se registró un valor 44 ind. /0.1 m² en 1998 y 78 ind. /0.1 m² en 2018 (Figura 27).

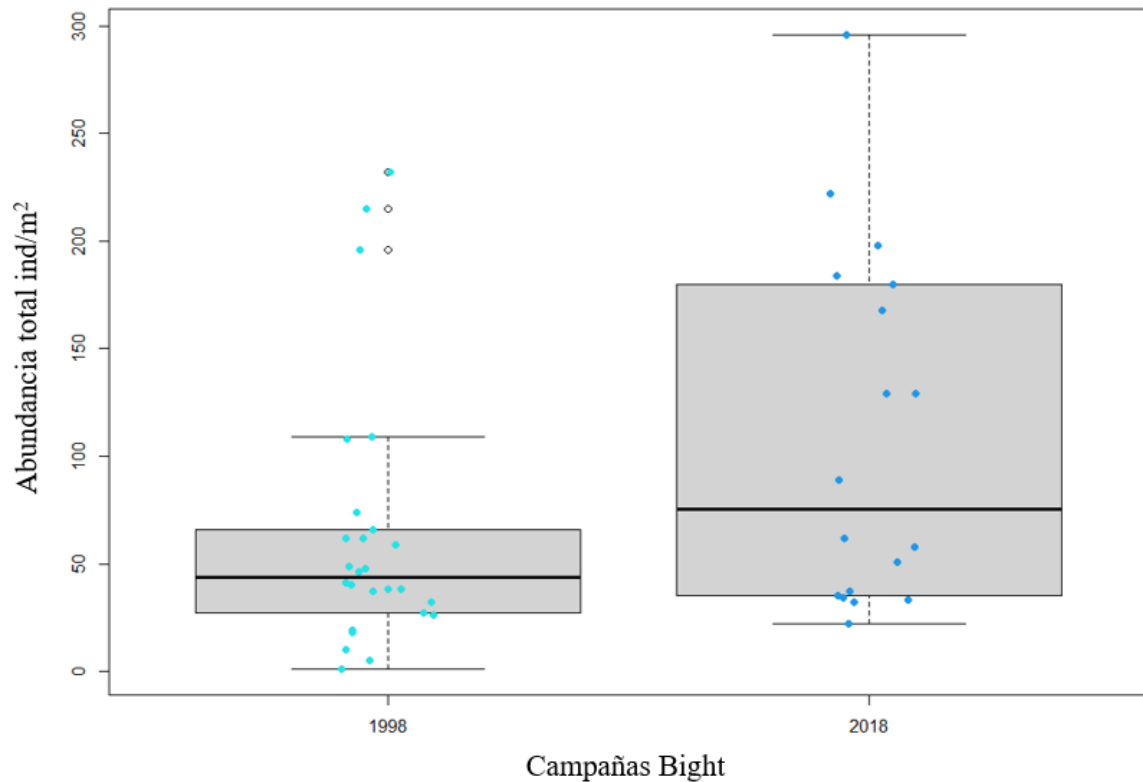


Figura 27. Diagrama de cajas y bigotes de la abundancia de poliquetos ind/m² en la zona centro durante las campañas 1998 y 2018. Las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.

La riqueza de especies de esta zona mostró un patrón de aumento entre las campañas Bight 1998 con 125 especies totales y la campaña Bight 2018 179 con rangos de 1 a 33 de especies ind/m² y 15 a 64 especies ind/m² respectivamente, la zona con la menor riqueza es representada por la estación situada en el cañon submarino de la zona durante 1998, mientras en el 2018 representa las estaciones cercanas a los límites de la zona norte cerca de CFE estación termo eléctrica (Figura 28).

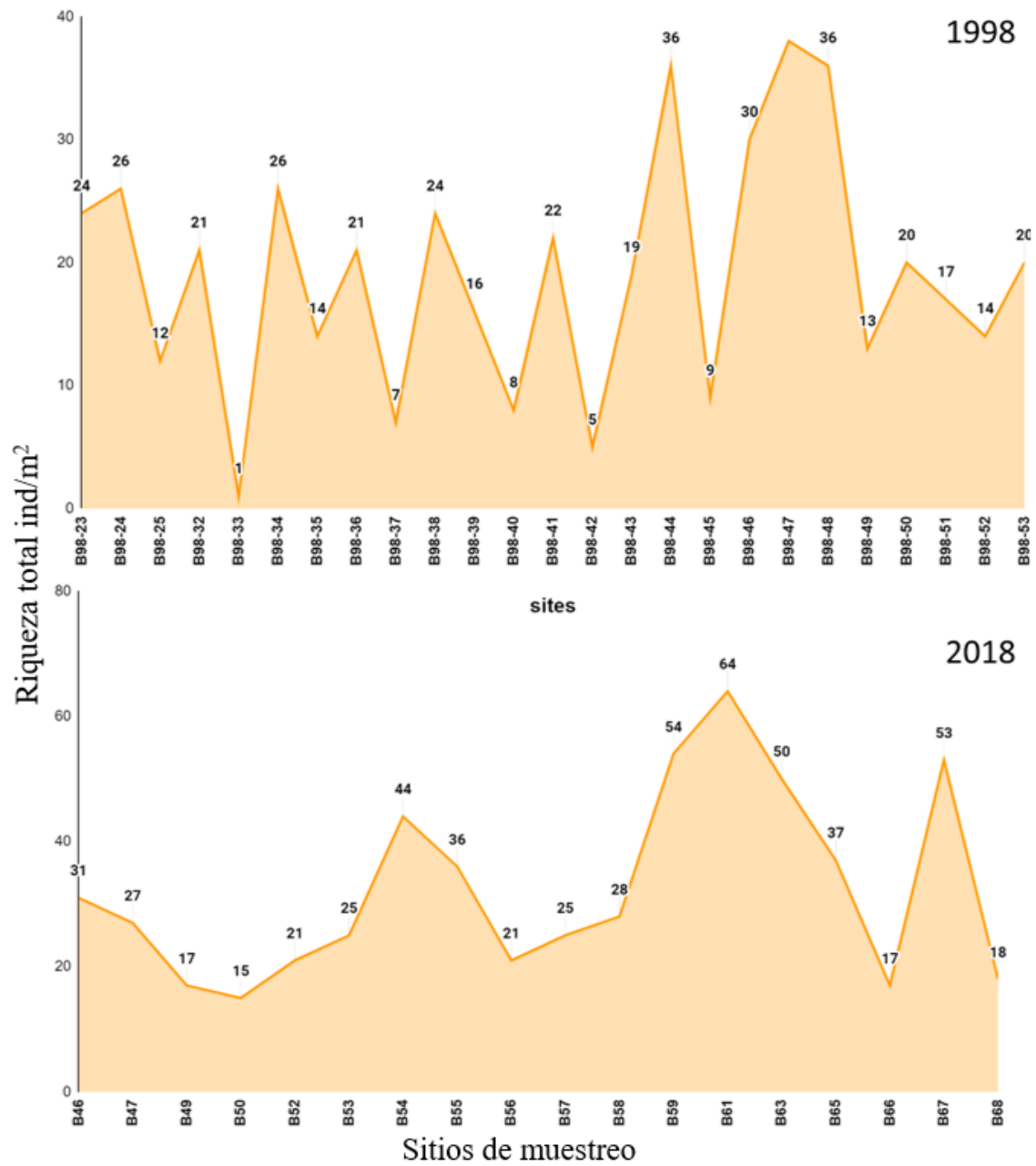
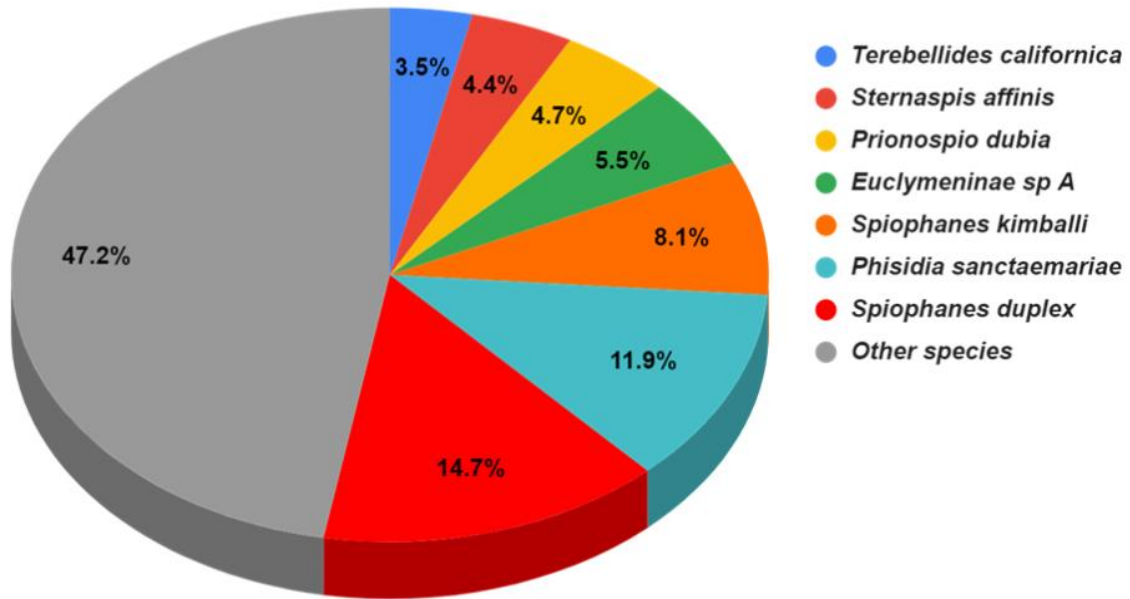


Figura 28. Gráfico de líneas de la riqueza de especies en la zona centro durante las campañas 1998 y 2018.

Las especies más relevantes dentro de la zona centro durante la campaña Bight 1998 fueron: *Spiophanes duplex* (14.7%), *Phisidia sanctaemariae* (11.9%), *Spiophanes kimballi* (8.1%), *Euclymeninae sp A* (5.5%), *Prionospio dubia* (4.7%), *Sternaspis affinis* 4.4%) y *Terebellides californica* (3.8%), mientras en la campaña Bight 2018 fueron *Spiophanes duplex* (12.6%), *Spiophanes kimballi* (10.2%), *Paradiopatra parva* (5.7%) y *Prionospio jubata* (4.0%). En esta zona se registró un ligero cambio en las abundancias relativas de las especies entre ambos muestreos, principalmente en la disminución de las especies más abundantes. (Figura 29 El resto de las especies se describe en la (Tabla 14), en la sección de anexos.

Bight 1998



Bight 2018

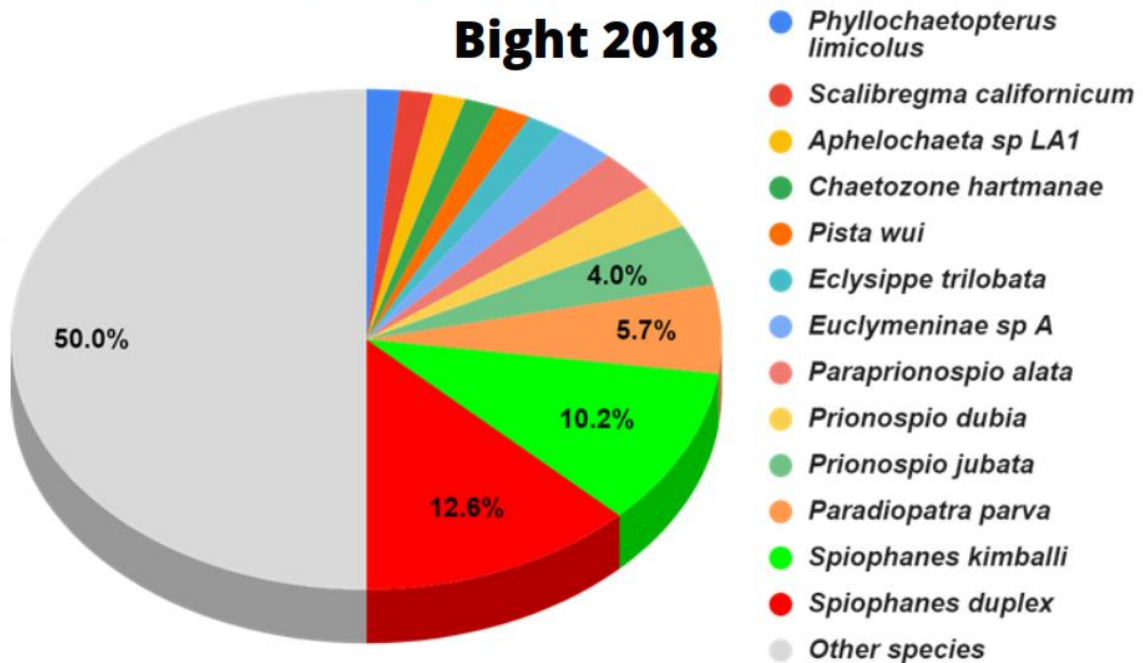


Figura 29. Composición de las especies más representativas de la zona centro a través de las campañas superior; BIGHT 1998 e inferior; Bight 2018.

Los parámetros de diversidad en la zona centro durante las campañas Bight 2018 y Bight 1998 mostraron una tendencia de equilibrio y con pocos cambios, probablemente se trate de la zona con más estabilidad con respecto a la diversidad de los 34 km de zonas costera Tijuana-Ensenada. Durante la campaña Bight 1998 y de acuerdo con los valores de H' obtenidos 0.01 a 4.5 bits /ind m²., se observó que temporalmente el 99% del área de estudio tuvo una distribución equitativa de la abundancia entre las especies, por lo tanto, la comunidad se encontraba en un estatus de muy bueno y con una estructura comunitaria en equilibrio.

Sin embargo, durante la campaña Bight 2018 se obtuvo un porcentaje del 100% de estatus buenos con valores de H' entre 3.6 a 5.1 bits / ind. Esto se infiere que podría estar vinculado a las pocas descargas en la zona, al estrato profundidad y a la dinámica de corrientes.

Tabla 6. Índices de diversidad; Pielou (J'), Shannon ($H' \log_2$) y Simpson ($C'-\text{Lambda}$) de la zona centro a través de las campañas 1998 y 2018.

Estaciones	Bight 2018			Estaciones	Bight 1998		
	J'	$H'(\text{Log}^2)$	$C'-\text{Lambda}$		J'	$H'(\text{Log}^2)$	$C'-\text{Lambda}$
B46	0.8576	4.249	0.0803	B98-23	0.912	4.181	0.07024
B47	0.8806	4.187	0.0746	B98-24	0.9237	4.342	0.06372
B49	0.9307	3.804	0.0879	B98-25	0.5628	2.018	0.4668
B50	0.9365	3.659	0.0992	B98-31	0.9306	3.723	0.09191
B52	0.923	4.054	0.0825	B98-32	0.9364	4.113	0.0696
B53	0.9085	4.219	0.0718	B98-33	****	0.001	1
B54	0.8405	4.589	0.0718	B98-34	0.8023	3.771	0.1419
B55	0.7305	3.777	0.1339	B98-35	0.8593	3.272	0.1371
B56	0.9499	4.172	0.0657	B98-36	0.9075	3.986	0.08129
B57	0.9247	4.294	0.0634	B98-37	0.9427	2.646	0.18
B58	0.9338	4.489	0.0547	B98-38	0.878	4.025	0.09105
B59	0.8812	5.071	0.0428	B98-39	0.8431	3.372	0.1399
B61	0.8237	4.942	0.0668	B98-40	0.8409	2.523	0.2284

B63	0.8848	4.994	0.0467	B98-41	0.7871	3.51	0.1686
B65	0.7793	4.059	0.1219	B98-42	1	2.322	0.2
B66	0.9144	3.738	0.0946	B98-43	0.8532	3.624	0.1146
B67	0.8536	4.889	0.0565	B98-44	0.8798	4.548	0.0607
B68	0.896	3.736	0.102	B98-45	0.9497	3.011	0.1357
				B98-46	0.7622	3.74	0.1318
				B98-47	0.723	3.794	0.151
				B98-48	0.7495	3.875	0.1223
				B98-49	0.787	2.912	0.2246
				B98-50	0.7577	3.275	0.1789
				B98-51	0.8804	3.599	0.1125
				B98-52	0.8656	3.295	0.1568
				B98-53	0.7847	3.391	0.1468

Zona Sur

En esta zona el cambio en la comunidad de poliquetos se caracterizó por duplicar la abundancia total entre campañas oceanográficas observando, 1154 ind. /0.1 m² para el Bight 1998 y de 2871 ind. /0.1 m² y para el 2018. Durante la campaña oceanográfica Bight 2018 además del aumento al doble, de la abundancia también se duplico el valor de la mediana con 51 ind. /0.1 m² en 1998 y 120 ind./0.1 m² en 2018 (Figura 30).

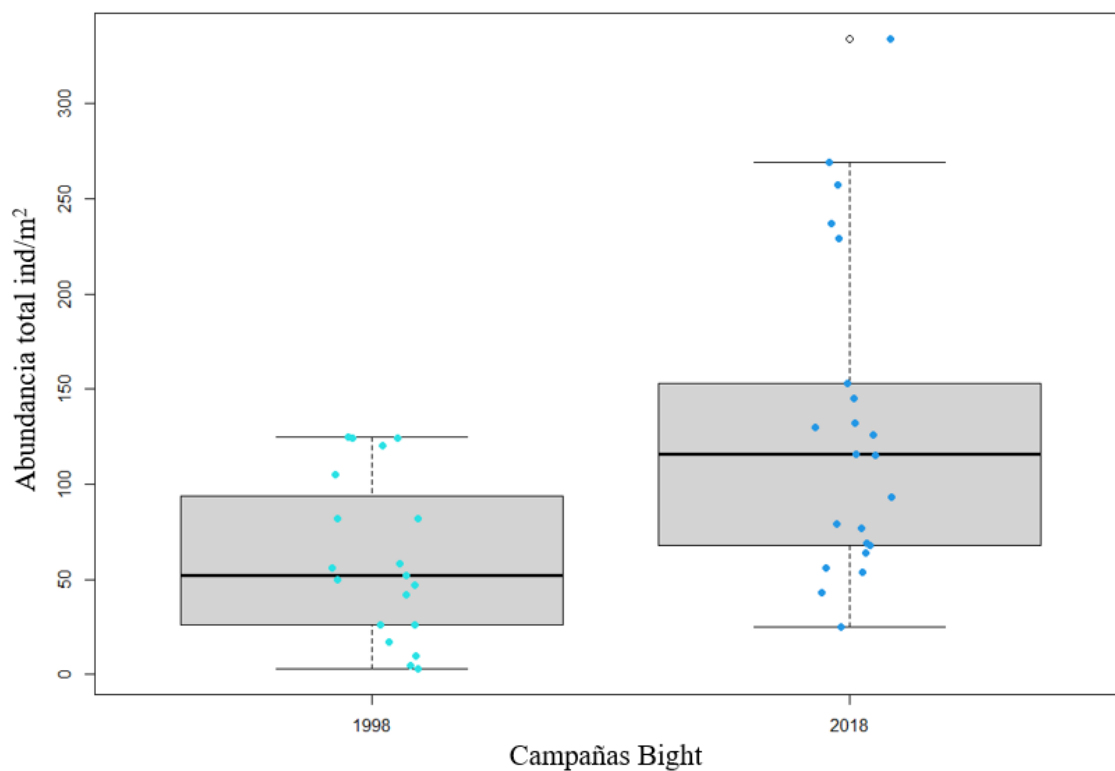


Figura 30. Diagrama de cajas y bigotes de la abundancia de poliquetos ind/m² en la zona sur durante las campañas 1998 y 2018, las líneas en los diagramas indican el valor de la mediana y los círculos a los valores atípicos.

La riqueza de especies de la zona sur obtuvo un comportamiento similar al obtenido en el parámetro de la abundancia, aumentando su riqueza específica a una proporción cercana al doble con 153 especies totales durante la campaña Bight 1998 y 241 especies totales para la campaña Bight 2018. De la misma manera los rangos de especies siguieron una tendencia similar, con 6 a 33 ind/m² para 1998 y de 15 a 69 ind/m² para 2018., siendo la zona con el aumento mejor representado en los 20 años de campaña Bight (Figura 31).

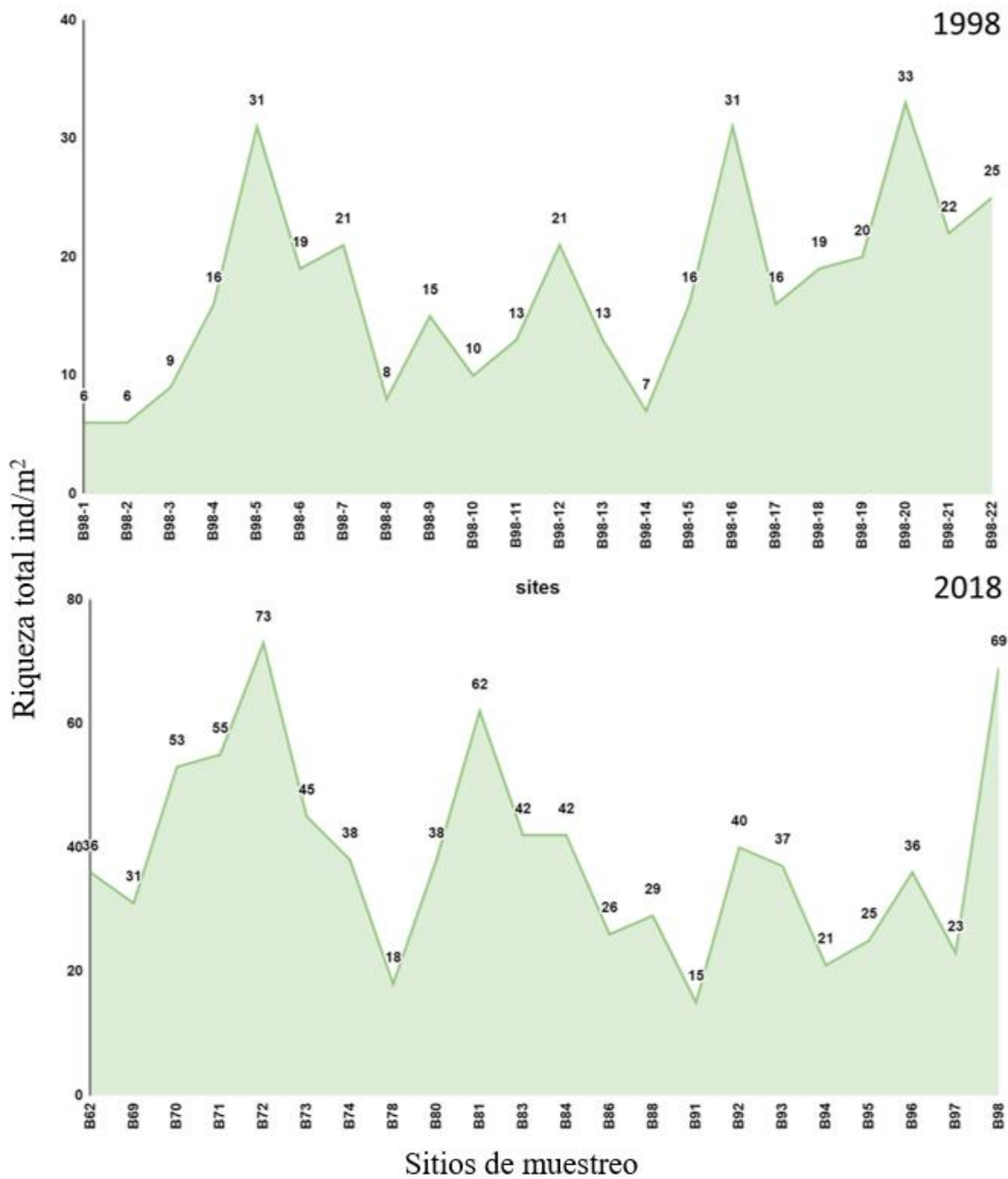


Figura 31. Gráfico de líneas de la riqueza de especies en la zona centro durante las campañas 1998 y 2018.

La abundancia relativa en la zona sur registro un elenco de especies más diverso que el de las zonas norte y centro para sus respectivos años. En el caso de la campaña Bight 1998 fueron: *Spiophanes kimballi* (10.4%), *Spiophanes duplex* (7.8%), *Petaloclymene pacifica* (6.6%), *Chaetozone corona* (5.1%) y *Chone mollis* (5.1%) y durante la campaña Bight 2018 fueron *Spiophanes kimballi* (6.6%), *Spiophanes duplex* (6.1%), *Paraprionosprio alata* (4.2%) *Prionosprio jubata* (3.5%) *Eclysippe trilobata* (3.3%), *Magelona sacculata* (3.0%), *Paradiopatra parva* (3.0%) y *Kirkegaardia siblina* (2.9%) (Figura 32). El resto de las especies se describe en la (Tabla 14), en la sección de anexos.

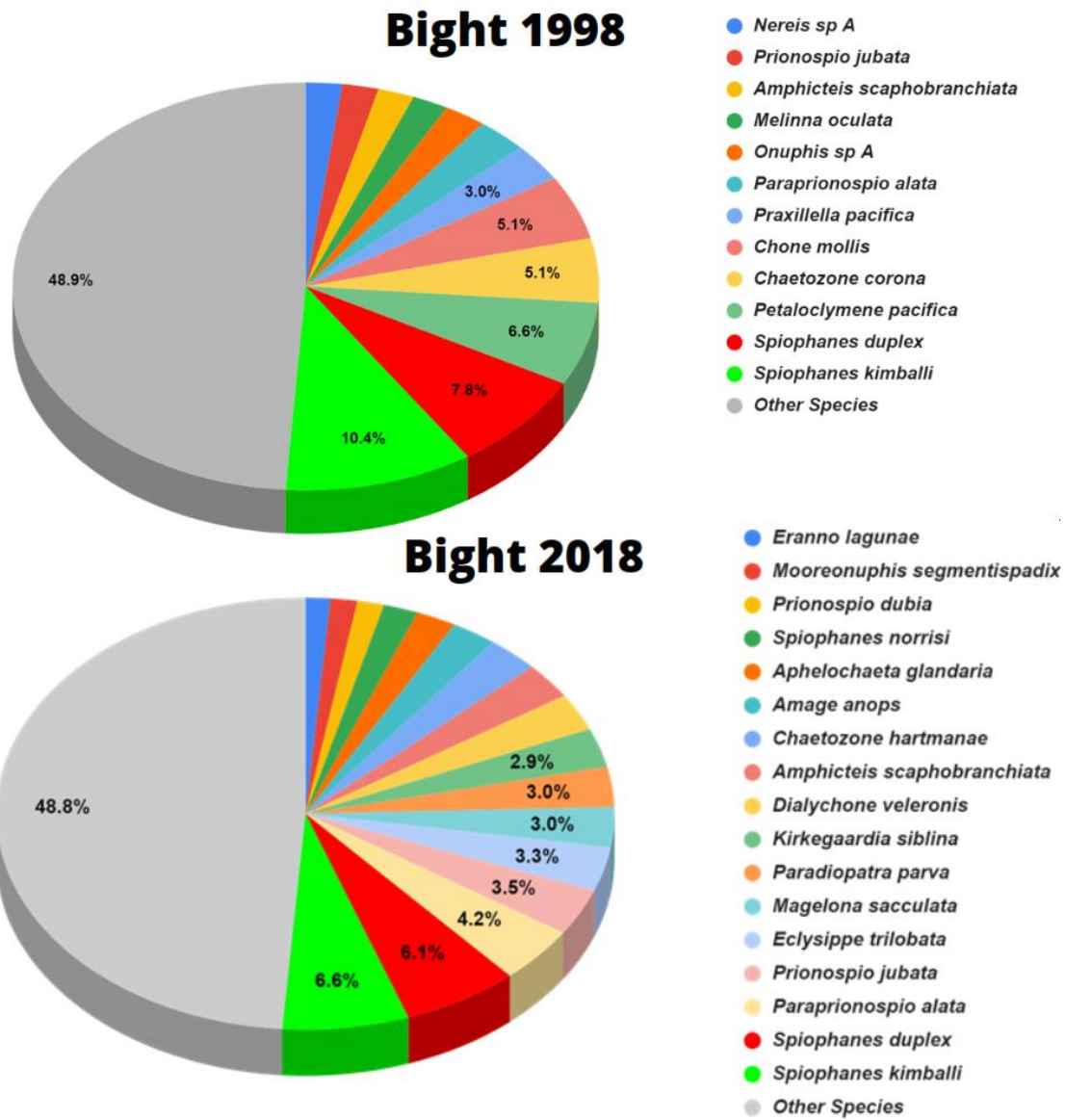


Figura 32. Composición de las especies más representativas de la zona sur a través de las campañas superior; BIGHT 1998 e inferior; Bight 2018.

Los parámetros de diversidad de la zona sur fueron los que registraron una tendencia notable de aumento de diversidad y equitatividad a lo largo de ambas campañas. En la campaña Bight 1998 se observaron valores de H' de 1.1 a 4.85 bits /ind m^2 en donde el 92.4% del área de estudio tuvo un estatus de diversidad considerado como bueno. Mientras que durante la campaña Bight 2018, se obtuvo un porcentaje del 100% de estatus con buenos con valores de H' entre 3.1 a 5.6 bits /ind. A pesar del crecimiento de la población a lo largo del tiempo y los constantes desechos vertidos por las plantas de tratamiento y de tener varias zonas de tiro del sedimento dragado del puerto de Ensenada esta zona registró un incremento en todos los parámetros de diversidad.

Tabla 7. Índices de diversidad; Pielou (J'), Shannon ($H' \log_2$) y Simpson ($C' \text{-Lambda}$) de la zona sur a través de las campañas 1998 y 2018.

Estaciones	Bight 2018			Estaciones	Bight 1998		
	J'	$H'(\text{Log}^2)$	$C' \text{-Lambda}$		J'	$H'(\log^2)$	$C' \text{-Lambda}$
B62	0.8723	4.51	0.0654	B98-54	0.446	1.153	0.6598
B69	0.923	4.573	0.0586	B98-55	0.9033	4.388	7.18
B70	0.7286	4.173	0.1427	B98-56	0.6122	2.689	0.354
B71	0.6916	3.998	0.1283	B98-57	0.4645	2.008	0.5233
B72	0.8365	5.178	0.0533	B98-58	0.7643	2.986	0.192
B73	0.8558	4.7	0.0663	B98-59	0.7506	3.753	0.1416
B74	0.8856	4.648	0.0585	B98-60	0.9849	3.122	0.12
B78	0.8701	3.628	0.111	B98-61	1	2.322	0.2
B80	0.9494	4.982	0.0389	B98-62	0.7378	3.508	0.1621
B81	0.9408	5.602	0.0258	B98-63	0.8573	4.207	8.92
B83	0.9344	5.039	0.038	B98-64	0.8629	4.353	8.11
B84	0.8853	4.774	0.0605	B98-65	0.8388	3.277	0.139
B86	0.9026	4.243	0.0795	B98-66	0.885	2.94	0.1765
B88	0.8217	3.992	0.0905	B98-67	0.9246	3.928	8.28
B91	0.9607	3.753	0.0816	B98-68	0.7521	2.696	0.2751
B92	0.9427	5.017	0.0376	B98-69	0.9395	4.819	4.70
B93	0.9136	4.759	0.0502	B98-70	0.917	4.847	4.76
B94	0.8622	3.787	0.1193	B98-71	0.9522	4.476	5.12

B95	0.8835	4.103	0.0775	B98-72	1	1.585	0.3333
B96	0.7201	3.723	0.1192				
B97	0.7016	3.174	0.202				
B98	0.8275	5.055	0.0507				

Ensamblajes de las comunidades de poliquetos en escala espacial

Bight 1998

La ordenación de los datos representadas en un gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (n-MDS), generado a partir de la matriz del índice de similitud de Bray-Curtis utilizando la abundancia de las especies de poliquetos, dio como resultado valores de estrés de Kruskal para la campaña Bight 1998 de 0.18 (Fig. 8). Esto indicó que la representación de la similitud de los ensamblajes de la comunidad de poliquetos fue buena.

La configuración de las abundancias en el grafico n-NMDS durante las campañas Bight 1998, utilizando las variables zonas y profundidad como factor categórico, indico que existe poca similitud entre los estratos zonas y profundidad. En el caso de el factor profundidad se observa una formación de grupos marcados según las profundidades somera, media y profunda, consideradas en este estudio, este comportamiento de las comunidades de poliquetos es reportada en otros estudios y para otras áreas geograficas, como consecuencia de las diferencias que existen en el tamaño de grano con respecto a la profundidad; lo cual modifica los parámetros de abundancia y riqueza de la comunidad de poliquetos.

En el caso de las zonas no se obtuvo un patrón marcado en los ensamblajes de las comunidades de poliquetos, por lo que se puede inferir que no hay ensamblajes bien conformados utilizando ese estrato como variable de respuesta (Figura 33).

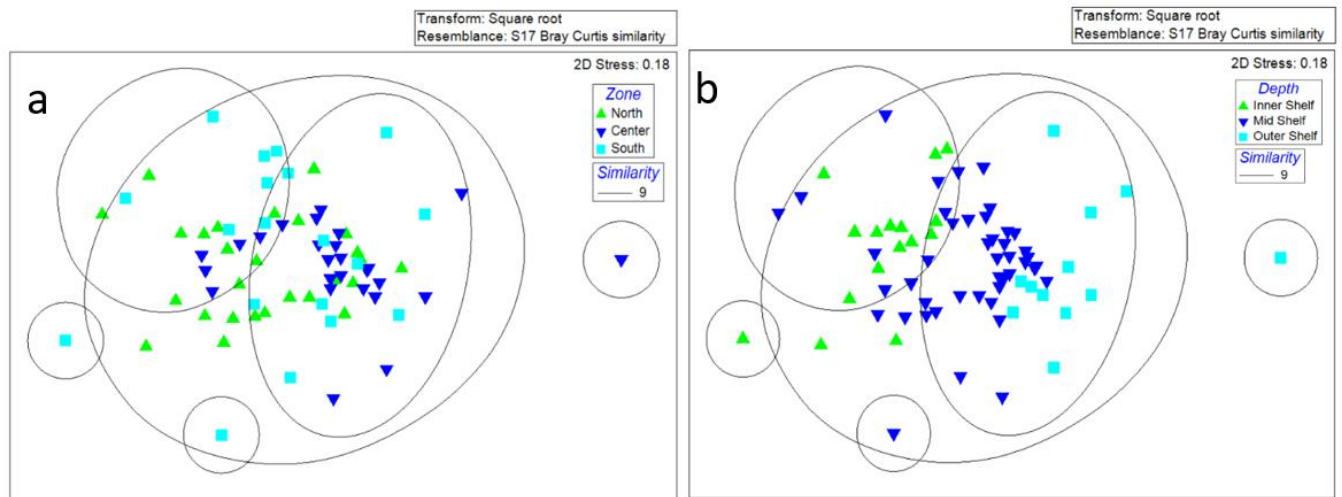


Figura 33. Gráfico de ordenamiento, Escalamiento no métrico multidimensional (nMDS), basado en la medida de similitud de Bray-Curtis sobre los valores de composición y abundancia de poliquetos durante la campaña Bight 1998 utilizando los valores categóricos de zona (a) y profundidad (b). Inner Shelf (somera), Mid Shelf (media), Outer Shelf (profunda).

El análisis SIMPER entre las zonas y la profundidad de la campaña Bight 1998 registro que la similitud de las comunidades dentro de los factores zonas y profundidad obtuvo una similitud promedio de entre el 20.16 a 22.59 (Profundidad) y de 12.13 a 20.73 (Zonas). Las especies que aportaron el mayor porcentaje de similitud para la zona fueron *Spiophanes norrisi* con 21.13% en el estrato somero, *Spiophanes duplex* con 22.72% en el estrato medio y *Spiophanes kimballii* con 44.02.% en el estrato profundo. Las especies con el mayor porcentaje de similitud en el estrato zona fueron *Spiophanes dúplex* con 19.42%, en la zona norte, *Spiophanes dúplex* con 25.02% en la zona centro y *Paraprionosprio alata* con 9.54% en la zona sur. El resultado de la similitud de los ensamblajes esta dado por el aporte que cada especie sumada como resultado de su abundancia en un estrato, el grado de similitud obtenido en este estudio es congruente al comportamiento registrado en los gráficos de ordenación, dado que las especies que aportaron mayor porcentaje de similitud fueron frecuentes en todos los estratos estudiados, en su mayoría especies de la misma familia; Spionidae (Tabla 8).

Tabla 8. SIMPER: Análisis del conjunto de especies que formaron los grupos como resultado de las pruebas de similitud de Bray-Curtis y el grafico de ordenación n-MDS durante la campaña Bight 1998.

Bight 1998				
Somero: Similitud promedio 22.59				
Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Spiophanes norrisi</i>	4.77	0.95	21.13	21.13
<i>Sigalion spinosus</i>	2.73	0.79	12.06	33.19
<i>Spiophanes duplex</i>	2.15	0.71	9.53	42.72
<i>Paraprionospio alata</i>	2.03	0.7	8.98	51.7
Medio: Similitud promedio 20.16				
Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Spiophanes duplex</i>	4.58	1.29	22.72	22.72
<i>Sternaspis affinis</i>	1.1	0.5	5.45	28.17
<i>Pectinaria californiensis</i>	1.06	0.5	5.25	33.42
<i>Prionospio dubia</i>	0.99	0.55	4.89	38.31
<i>Euclymeninae sp A</i>	0.96	0.55	4.78	43.09
<i>Paraprionospio alata</i>	0.91	0.53	4.49	47.58
<i>Sthenelanellella uniformis</i>	0.85	0.51	4.21	51.79
Profundo: Similitud promedio 20.55				
Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Spiophanes kimballi</i>	9.05	1.45	44.02	44.02
<i>Spiophanes duplex</i>	1.33	0.65	6.49	50.51
Norte: Similitud promedio 18.04				
Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Spiophanes duplex</i>	3.5	0.99	19.42	19.42
<i>Spiophanes norrisi</i>	1.61	0.51	8.92	28.34
<i>Paraprionospio alata</i>	1.31	0.59	7.26	35.6
<i>Sigalion spinosus</i>	1.24	0.46	6.9	42.5
<i>Pectinaria californiensis</i>	1.1	0.49	6.08	48.58
<i>Onuphis sp A</i>	0.9	0.5	4.98	53.56
Centro: Similitud promedio 20.76				
Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Spiophanes duplex</i>	5.19	1.73	25.02	25.02
<i>Spiophanes kimballi</i>	1.7	0.53	8.2	33.22
<i>Sternaspis affinis</i>	1.6	0.69	7.71	40.93
<i>Prionospio dubia</i>	1.13	0.57	5.44	46.37
<i>Euclymeninae sp A</i>	1.09	0.55	5.24	51.62
Sur: Similitud promedio 12.13				
Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paraprionospio alata</i>	1.17	0.55	9.64	9.64
<i>Spiophanes duplex</i>	1.14	0.57	9.4	19.04
<i>Amphicteis scaphobranchiata</i>	0.77	0.57	6.33	25.37
<i>Sthenelanellella uniformis</i>	0.54	0.43	4.45	29.82
<i>Euclymeninae sp A</i>	0.5	0.43	4.15	33.97

<i>Spiophanes kimballi</i>	0.49	0.26	4.06	38.03
<i>Nereis sp A</i>	0.49	0.35	4.02	42.05
<i>Pista wui</i>	0.46	0.35	3.77	45.83
<i>Praxillella pacifica</i>	0.35	0.28	2.86	48.69
<i>Prionospio jubata</i>	0.33	0.3	2.73	51.41

La prueba PERMANOVA para determinar si hubo diferencias entre la abundancia de especies, los estratos de profundidad y zonas registro que hubo diferencias significativas entre la abundancia, el factor profundidad y el factor zona, además de la interacción entre ellos, con un valor de prueba Permanova, $P < 0.05$. Así también con una prueba de pares permutacional se logró detectar que hubo diferencias significativas entre todos los estratos estudiados (Tabla 9).

Tabla 9. Resultados del análisis Permanova usando la campaña 1998, las zonas y los estratos de profundidad, además de la prueba de pares permutacional para cada variable. Los valores en color rojo indican las diferencias significativas.

PERMANOVA						
Factor	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Profundidad	2	27351	13676	4.3973	0.0001	9848
Zona	2	8638	4319	1.3888	0.0298	9844
ProfxZo	4	15530	3882.4	1.2484	0.0473	9817
Res	63	1.96	3110			
Total	71	2.54				

Permutational Pair-wise test			
Grupos	t	P(perm)	perms
Somero, Medio	1.7817	0.0001	9895
Somero, Profundo	1.9207	0.0001	9891
Medio, Profundo	1.3572	0.0001	9895
Norte, Centro	0.99854	0.4566	9890
Norte, Sur	1.2853	0.0229	9890
Centro, Sur	1.2231	0.0493	9881

Bight 2018

Durante la campaña Bight 2018 el arreglo de la ordenación de los datos y su representación de gráficos de escalamiento multidimensional no métrico (n-MDS), generados a partir de la matriz del índice de similitud de Bray-Curtis utilizando la abundancia de las especies de poliquetos, dio como resultado valores de estrés de Kruskal para el Bight 2018 de 0.17 (Figura 34). Esto indicó que la representación de la similitud de los ensamblajes de la comunidad de poliquetos fue buena.

La configuración de las abundancias en el grafico n-NMDS durante la campaña 2018 utilizando las variables de zonas y profundidad como factor categórico indico que existe poca similitud entre los estratos zonas y profundidad, en el caso del factor profundidad se observa una formación de grupos marcados según las profundidades consideradas en este estudio; somera, media y profunda (Figura 34).

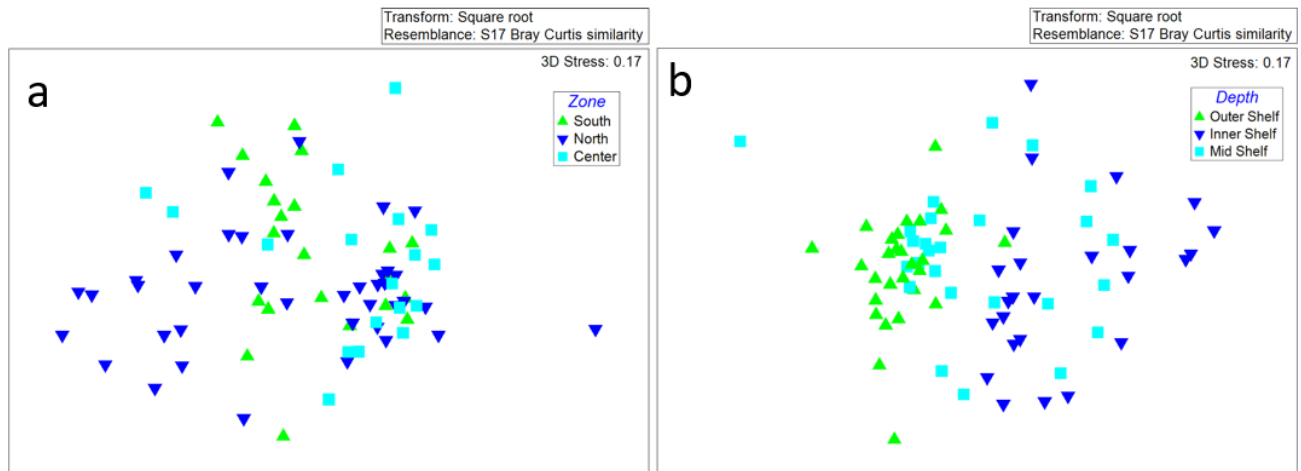


Figura 34. Gráfico de ordenamiento, Escalamiento no métrico multidimensional (nMDS), basado en la medida de similitud de Bray-Curtis sobre los valores de composición y abundancia de poliquetos durante la campaña Bight 2018 utilizando los valores categóricos de zona (a) y profundidad (b). Inner Shelf (somera), Mid Shelf (media), Outer Shelf (profunda).

El análisis SIMPER entre las zonas y la profundidad de la campaña Bight 2018 arrojo resultados similares a los obtenidos a durante la campaña 1998, los factores de zonas y profundidad obtuvieron una similitud promedio de entre el 18.69 a 27.42 (Profundidad) y 16.78 a 23.56 (Zonas). Las especies que aportaron el mayor porcentaje de similitud para el factor profundidad fueron *Spiophanes norrisi* con 22.17% en el estrato somero, *Spiophanes duplex* con 10.84% en el estrato medio y *Paradiopatra parva* con 10.15% en el estrato profundo.

Las especies con el mayor porcentaje de similitud según la zona fueron: *Spiophanes norrisi* con 13.07% en la zona norte, *Spiophanes dúplex* con 9.88% en la zona centro y *Spiophanes dúplex* con 8.60% en la zona sur. Este resultado es similar al obtenido durante la campaña 1998. El catálogo de especies que aportaron los mayores porcentajes de similitud pertenece a la familia Spionidae principalmente por las especies del género *Spiophanes*; *Spiophanes norrisi* y *Spiophanes duplex*, especies con tolerancia a la mayoría de los factores de estrés considerados las campañas Bight 1998 y 2018 (Tabla 10).

Tabla 10. SIMPER: Análisis del conjunto de especies que formaron los grupos como resultado de las pruebas de similitud de Bray-Curtis y el gráfico de ordenación n-MDS durante la campaña Bight 2018.

Bight 2018				
Somero: Similitud promedio 18.69				
Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Spiophanes norrisi</i>	4.14	0.91	22.17	22.17
<i>Sigalion spinosus</i>	1.56	0.68	8.33	30.5
<i>Paraprionospio alata</i>	1	0.59	5.36	35.87
<i>Spiophanes duplex</i>	1	0.58	5.34	41.21
<i>Magelona sacculata</i>	0.86	0.47	4.62	45.82
<i>Kirkegaardia siblina</i>	0.66	0.5	3.54	49.36
<i>Dialychone veleronis</i>	0.55	0.44	2.97	52.33
Medio: Similitud promedio 19.54				
Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Spiophanes duplex</i>	2.12	0.82	10.84	10.84
<i>Prionospio jubata</i>	1.8	1.02	9.2	20.04
<i>Spiophanes norrisi</i>	1.71	0.61	8.75	28.79
<i>Prionospio dubia</i>	1.12	0.69	5.71	34.5
<i>Paradiopatra parva</i>	0.87	0.68	4.43	38.93
<i>Euclymeninae sp A</i>	0.85	0.56	4.36	43.29
<i>Paraprionospio alata</i>	0.74	0.61	3.78	47.07
Profundo: Similitud promedio 27.42				

Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Paradiopatra parva	2.78	1.95	10.15	10.15
Spiophanes duplex	2.5	1.22	9.1	19.25
Prionospio jubata	2.2	1.37	8.01	27.26
Spiophanes kimballi	2.18	1.01	7.94	35.21
Prionospio dubia	1.57	0.94	5.74	40.95
Euclymeninae sp A	1.14	0.82	4.16	45.11
Aphelochaeta glandaria	1.05	0.9	3.83	48.95
Paraprionospio alata	0.63	0.5	2.3	51.24

Norte: Similitud promedio 16.78

Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Spiophanes norrisi	2.19	0.49	13.07	13.07
Spiophanes duplex	1.5	0.7	8.92	21.99
Prionospio jubata	1.1	0.66	6.56	28.55
Paradiopatra parva	0.95	0.68	5.63	34.18
Prionospio dubia	0.79	0.53	4.73	38.91
Sigalion spinosus	0.77	0.46	4.61	43.52
Euclymeninae sp A	0.63	0.47	3.78	47.31
Spiophanes kimballi	0.57	0.43	3.37	50.68

Centro: Similitud promedio 23.56

Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Spiophanes duplex	2.33	0.89	9.88	9.88
Paradiopatra parva	2.22	1.24	9.44	19.31
Prionospio jubata	1.71	1.03	7.27	26.58
Spiophanes kimballi	1.49	0.73	6.3	32.89
Prionospio dubia	1.14	0.69	4.85	37.74
Paraprionospio alata	0.96	0.55	4.09	41.83
Euclymeninae sp A	0.87	0.62	3.69	45.53
Glycera oxycephala	0.76	0.47	3.21	48.74
Onuphis sp A	0.64	0.5	2.74	51.47

Sur: Similitud promedio 22.11

Species	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Spiophanes duplex	1.9	1.11	8.6	8.6
Paraprionospio alata	1.65	0.89	7.44	16.04
Prionospio jubata	1.56	0.91	7.04	23.09
Kirkegaardia siblina	1.1	0.76	4.97	28.06
Spiophanes norrisi	0.83	0.66	3.73	31.79
Prionospio dubia	0.68	0.61	3.06	34.85
Dialychone veleronis	0.68	0.51	3.05	37.9
Magelona sacculata	0.64	0.47	2.9	40.8
Amphicteis scaphobranchiata	0.62	0.44	2.82	43.62
Pista wui	0.58	0.57	2.6	46.22

Aphelochaeta glandaria	0.51	0.6	2.29	48.51
Exogone lourei	0.47	0.53	2.14	50.65

El resultado de la prueba PERMANOVA para determinar si hubo diferencias durante la campaña Bight 2018 entre la abundancia de especies, los estratos de profundidad y zonas registro que hubo diferencias significativas entre la abundancia, el factor profundidad y el factor zona, además de la interacción entre ellos con un valor de prueba Permanova, $P < 0.05$. Así también, con una prueba de pares permutacional se logró detectar que hubo diferencias significativas entre todos los estratos estudiados (Tabla 11).

Tabla 11. Resultados del análisis Permanova usando la campaña 2018, las zonas y los estratos de profundidad, además de la prueba de pares permutacional para cada variable. Los valores en color rojo indican los valores significativos.

PERMANOVA						
Factor	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Profundidad	2	21977	10988	3.7105	0.0001	9844
Zona	2	12478	6239	2.1068	0.0001	9816
ProfxZo	4	14278	3569.5	1.2053	0.0421	9736
Res	70	2.07	2961.4			
Total	78	2.65				

Permutational Pair-wise test			
Grupos	t	P(perm)	perms
Somero, Medio	1.5767	0.0004	9892
Somero, Profunda	2.5594	0.0001	9860
Medio, Profunda	1.5265	0.0003	9869
Norte, Centro	1.311	0.0087	9888
Norte, Sur	1.5485	0.0002	9862
Centro, Sur	1.4832	0.0001	9865

Relación con las variables abióticas

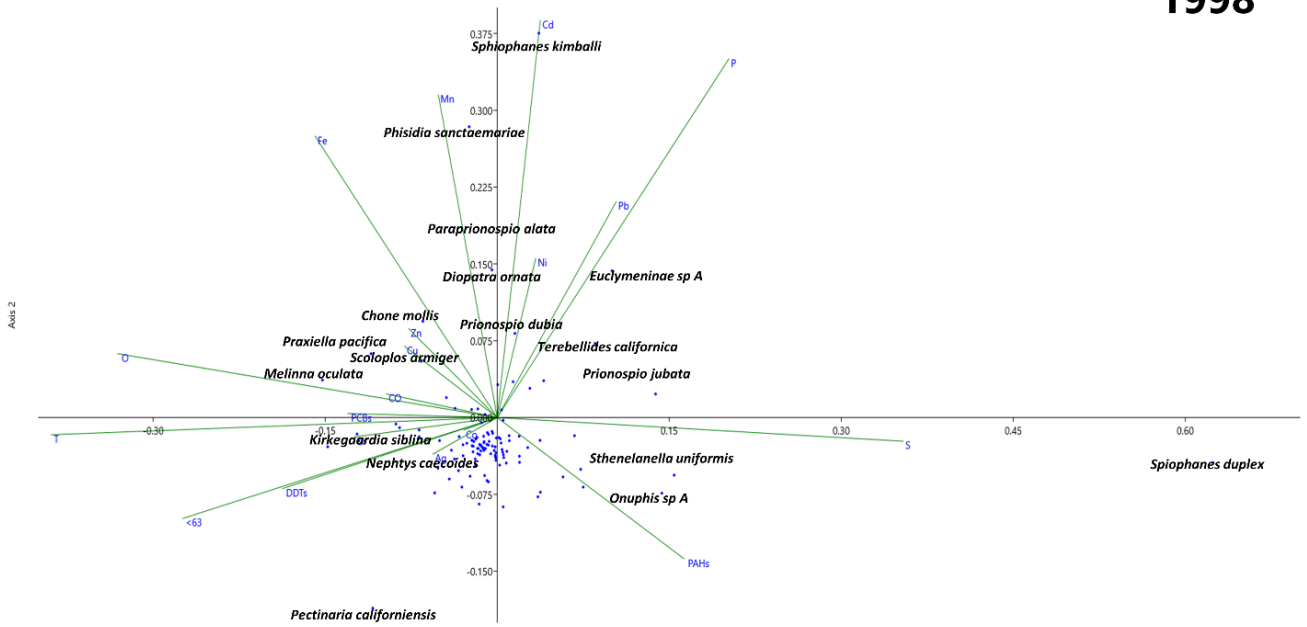
La relación de las variables abióticas y las especies de poliquetos determinada mediante el Análisis de Correspondencia Canónica dio como resultado que durante la Campaña Bight 1998 el eje uno y dos explicaron el 45% de la varianza total: el primer eje explicó el 24.6% de la variabilidad y el segundo eje el 20.4%. En el caso de la campaña Bight 2018 la variación estuvo distribuida en dos ejes; con 50.6%, el eje uno con un porcentaje de 33.2% y el eje dos con 17.4% (Tabla 12).

Tabla 12. Resultados del análisis correspondencia canónica utilizando las 19 variables para fisicoquímicas durante la campaña 1998 y las 12 variables durante la campaña 2018.

Bight 2018				Bight 1998			
Axis	Eigenval	Variance %	P Value	Axis	Eigenval	Variance %	P Value
1	0.009653	33.23	0.217	1	0.01111	24.65	0.652
2	0.005046	17.37	0.414	2	0.009157	20.31	0.218
3	0.004479	15.42	0.084	3	0.008073	17.91	0.027
4	0.003475	11.96	0.058	4	0.003554	7.884	0.595
5	0.002027	6.978	0.42	5	0.002765	6.133	0.579
6	0.0013	4.475	0.875	6	0.002011	4.461	0.744
7	0.001024	3.524	0.895	7	0.001665	3.693	0.678
8	0.0008379	2.884	0.85	8	0.001277	2.833	0.817
9	0.0006282	2.162	0.877	9	0.001177	2.611	0.563
10	0.0005781	1.99	0.448	10	0.001154	2.56	0.152
11	4.57	0.01573	0.672	11	0.0009922	2.201	0.09
12	2.15	7.41	0.256	12	0.0006533	1.449	0.512
				13	0.0004678	1.038	0.778
				14	0.0003622	0.8035	0.809
				15	0.0002329	0.5166	0.962
				16	0.0001892	0.4197	0.906
				17	0.0001273	0.2825	0.894
				18	0.0001113	0.2469	0.562
				19	1.56	3.46	0.668

El comportamiento de ambas campañas con respecto a la asociación a las variables físico-químicas fue similar, se puede observar como la mayoría de las especies tienen una tendencia de correlación positiva y negativa (baja-media) con todos los parámetros incluidos en ambas campañas. No obstante, también se detectaron patrones marcados en la distribución de algunas especies con una posible tendencia de alta tolerancia al estrés ambiental, tal es el caso de *Spiophanes dúplex* y *Spiophanes kimballi* para ambas campañas y algunas otras especies con clara tendencia de resistencia a algún factor ambiental como *Scoloplos armiger* al Cu y en caso de *S. kimballi* que presentó una correlación negativa con el Cadmio (Figura 35).

1998



2018

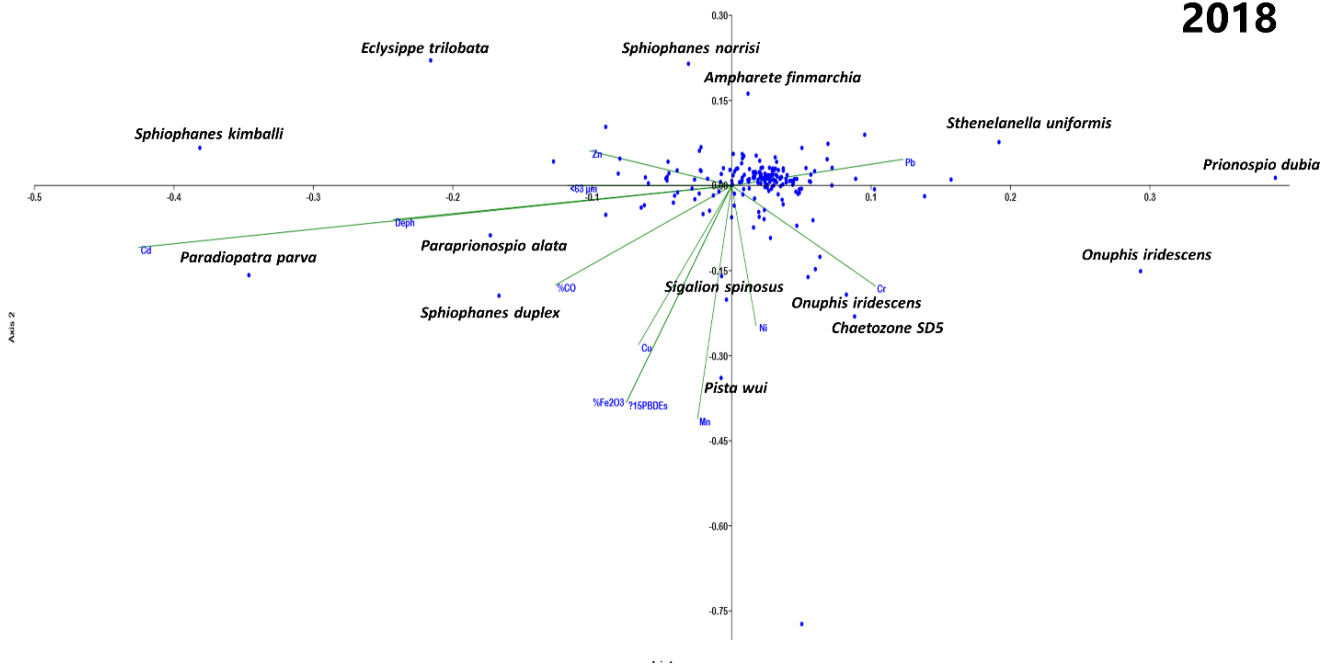


Figura 35. Gráfico de ordenamiento Triplot del análisis de correspondencia canónica durante las campañas Bight 1998 y 2018, los puntos azules representan las especies de poliquetos.

En contraste también se determinó la correlación existente entre las variables fisicoquímicas y las especies de ambas campañas Bight mediante el análisis Bio-Env. Es análisis registró un valor de R de 0.54 para el Bight 1998 y 0.09 para el Bight 2018, lo que indico que la correlación de las variables fisicoquímicas se redujo en escala temporal.

Además, también se observó un cambio en la configuración de las variables que tuvieron la mejor correlación entre los años de muestreo, siendo la profundidad y el cobre las variables en común de ambos muestreos y el níquel y el plomo como los dos elementos que no estuvieron presentes en la campaña Bight 1998, no obstante, el valor de P de ambas campañas no fue significativo 0.542 (Bight 1998) y 0.09 (Bight 2018) (Tabla 13).

Tabla 13. Resultados del análisis BIOENV durante las campañas 1998 y 2018 y las variables registradas.

BIOENV			
Bight 2018		Bight 1998	
Correlation	Variable	Correlation	Variable
0.094	Depth Cr Cu Pb	0.542	Depth Cu Ag
0.081	Depth Cr Ni Pb	0.541	Depth %CO Cu Ag
0.081	Depth Cu Pb	0.537	Depth S Cu Ag

Ambi a marine biotic index

El índice marino de calidad biótica para ambientes marinos registro valores promedios de 2 en los valores AMBI, lo que indica que la comunidad de ambas campañas estuvo bajo un ambiente ligeramente perturbados en escala temporal (Figura 36).

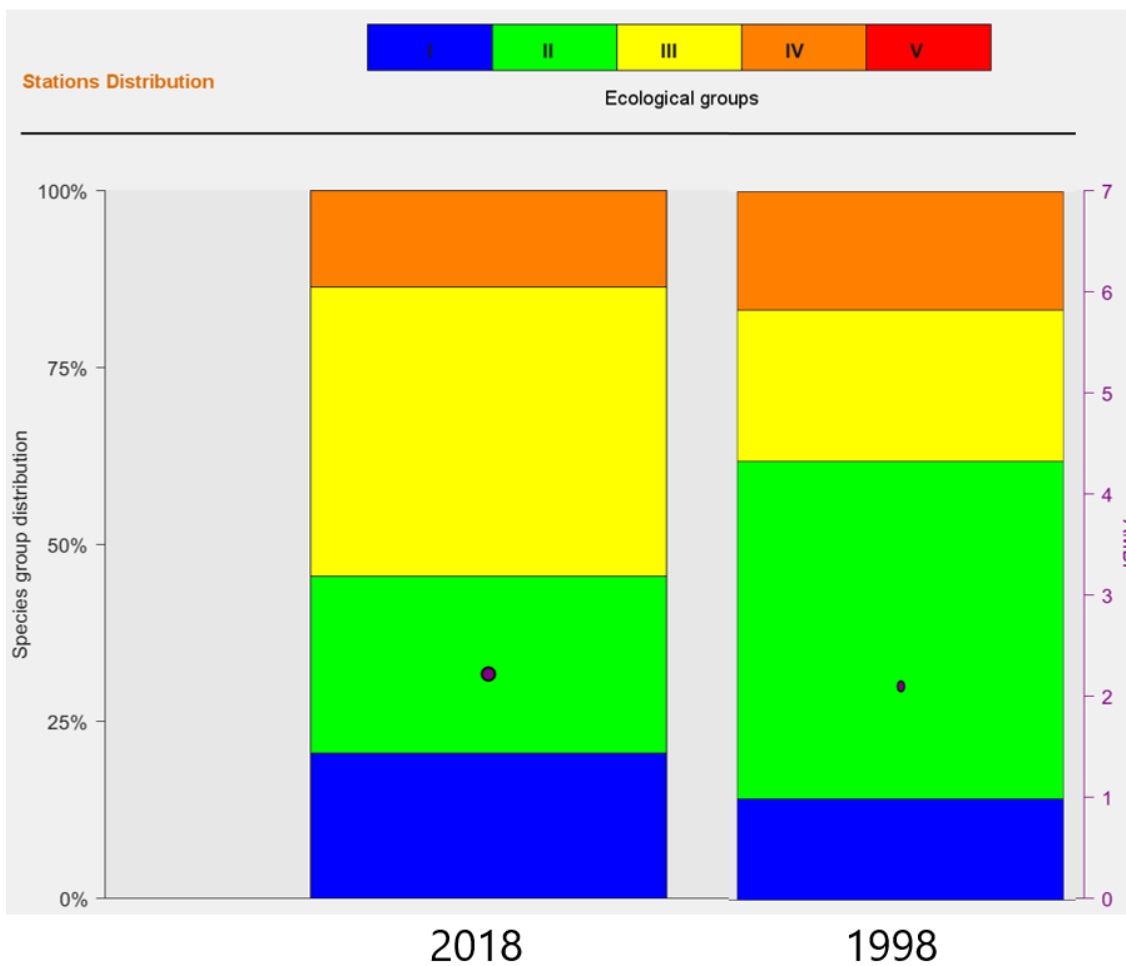


Figura 36. Distribución de las especies según el score AMBI durante las campañas Bight 1998 y 2018 el punto señala el valor promedio.

En escala espacial se puede diferenciar a la zona norte con la mayor cantidad de estaciones cercanas a un estado de perturbación moderada, en ambas campañas oceanográficas Bight. Estas estaciones estuvieron vinculadas a la zona con baja diversidad circundante al área de la planta de Tratamiento de Punta Bandera, por lo que es posible que existe una relación directa y esta zona puede ser considerada el área de mayor perturbación de los sitios de las campañas Bight (Figura 37).

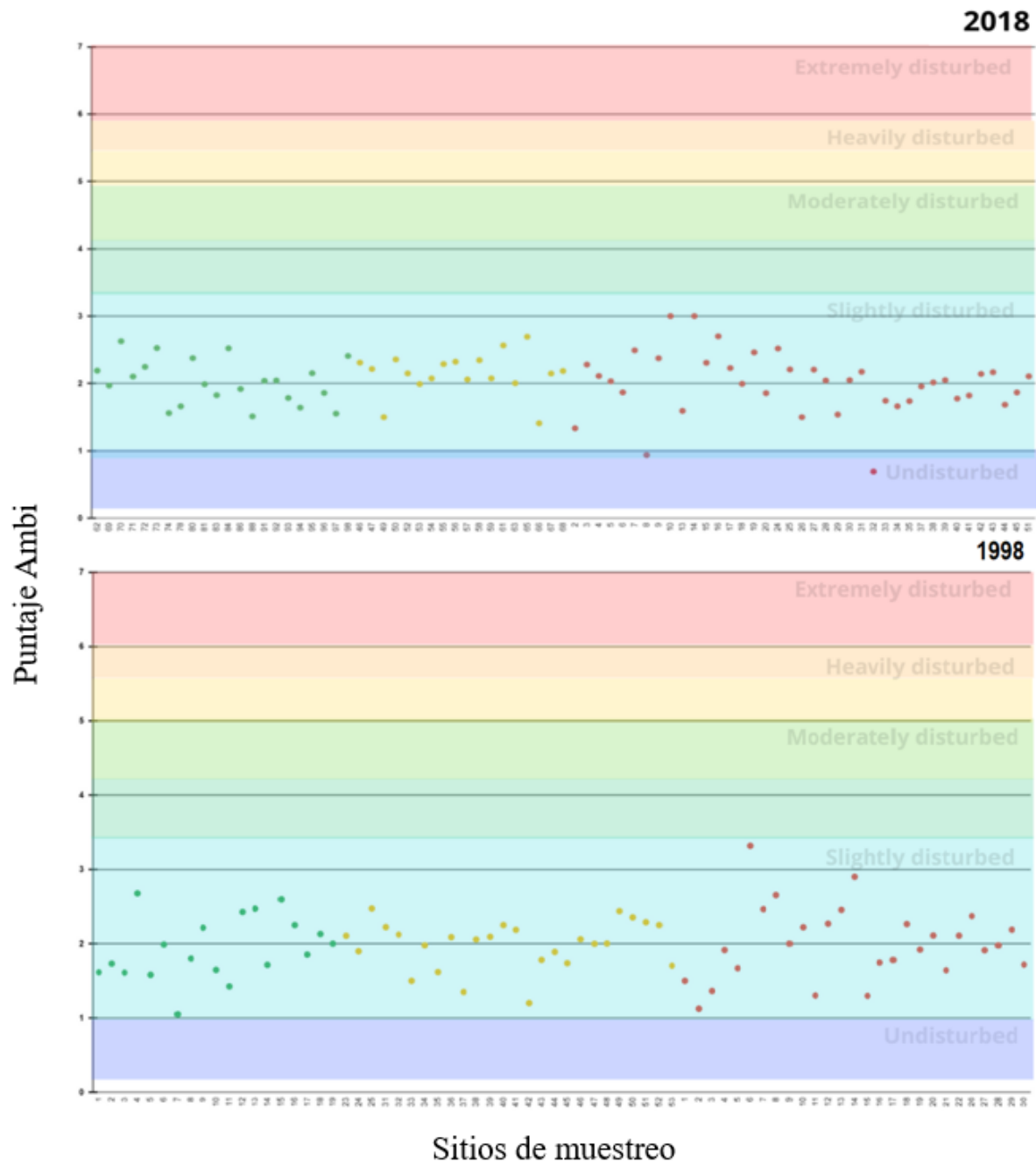


Figura 37. Gráfico de puntos para cada estación y zona; Verde: zona sur, amarillo; zona centro, rojo; zona norte, según su puntaje AMBI durante las campañas Bight 1998 y 2018.

DISCUSIÓN

Factores abióticos

A pesar de las 19 variables obtenidas durante la campaña Bight 1998 y de las 12 durante la campaña Bight-2018, parece haber una baja correlación con la mayoría de ellas. No se encontró correlación con los metales, ni con la fracción fina del tamaño de grano del sedimento, ni con materia orgánica. Sin embargo, la profundidad fue el parámetro ambiental que tuvo la mayor influencia en las comunidades de poliquetos en la franja costera durante el Bight 1998 y 2018. Los principales factores químicos asociados al factor profundidad en los sedimentos fueron Cr ($\mu\text{g/g}$), Mn ($\mu\text{g/g}$), Ni ($\mu\text{g/g}$), y Pb ($\mu\text{g/g}$), lo que sugiere una tendencia de estratificación causada por este factor, y posiblemente por los patrones de circulación de corrientes y los cañones submarinos ubicados a lo largo de la zona costera Tijuana-Ensenada. Este mismo comportamiento fue observado por Rodríguez-Villanueva *et al.* (2003); Rodríguez-Villanueva (2005) y Álvarez-Aguilar *et al.* (2017) durante las campañas oceanográficas Bight 2003 y 2013.

Rodríguez-Villanueva *et al.* (2003), Argote-Espinoza *et al.* (1991), Ramírez-Álvarez (2000) y Macías-Zamora *et al.* (2016) mencionan que las características oceanográficas, combinadas con los patrones actuales hidrográficos, generan dispersión de compuestos químicos que se depositan en el lecho marino a lo largo del litoral y finalmente se asientan en áreas profundas. Estos factores, junto con el efecto de fuertes tormentas durante los eventos ENSO, apoyan la teoría de disposición de elementos a zonas de profundidad. No obstante, también hubo un

aumento en la cantidad de sedimento fino y de metales como el Cr ($\mu\text{g/g d.w.}$), Mn ($\mu\text{g/g d.w.}$) y Ni ($\mu\text{g/g d.w.}$) a través de los distintos estratos de profundidad como en las zonas del área de estudio. Bryan y Langston (1992) y Rodríguez-Villanueva (2005) indicaron que el Cu ($\mu\text{g/g d.w.}$) y el Mn ($\mu\text{g/g d.w.}$) suelen ser introducidos y depositados por escorrentía de origen continental y por el agua procesada de las plantas de tratamiento de aguas residuales los cuales pueden ser acumulados en los sedimentos costeros. Mientras que en el caso del Pb pueden ser introducido directamente por actividades antropogénicas desde el continente y la atmósfera (Frías-Espéricueta *et al.* 2010). En el caso de las zonas profundas, metales como el Cd y Ni, se hayan introducido mayoritariamente a través de las surgencias que ocurren en la zona costera (Frías-Espéricueta *et al.* 2010), por lo que es común encontrar altas concentraciones de Cd en áreas profundas. Este mismo comportamiento para Cd también es mencionado por Gutiérrez-Galindo *et al.* (2010) en áreas cercanas al cañón submarino adyacente a las islas Todos Santos.

En general, se observa que durante el Bight 1998, el tamaño de grano del sedimento y las variables de profundidad influyeron más en la dispersión de metales a escala espacial (entre estaciones), y durante el 2018 la variable de profundidad tuvo una mayor influencia en el desempeño de los otros factores abióticos medidos, junto con un aumento en las concentraciones de metales traza, posiblemente debido a la conjunción de las condiciones ambientales prevalecientes en el área de estudio, en donde, un largo periodo de sequía en la zona (Álvarez-Aguilar *et al.* 2017) seguido de un evento ENSO (asociado a un aumento de precipitación pluvial) favorece el transporte de material terrestre a la zona costera.

En donde las diferencias entre las campañas pueden ser debido a la diferencia de magnitud de los eventos ENSOS entre 1998 y 2018.

Los éteres de polibromodifenilo, están considerados dentro de los contaminantes emergentes, y aunque existen varios estudios en otras partes del mundo, en México los estudios son escasos y en los sedimentos marinos aún mas. En este estudio, las concentraciones de la sumatoria de los PBDEs totales ($\sum 15$ PBDEs) durante la campaña Bight 2018 están considerados bajos de acuerdo con las guías de calidad de sedimento para la protección de la vida acuática Cly(2001). Lo cual coincide con lo reportado por Macias Zamora *et al.* (2016), en un estudio realizado en la misma área de estudio, donde registro concentraciones similares en los sedimentos (1.2 ng/g d.w., mediana) con las máximas concentraciones en la zona Norte, con una maxima concentración en una estación ubicada en la zona centro (5.9 ng/g d.w.), tendencia congruente a la observada en este estudio, además menciona que la principal vía de transporte de los PBDEs es vía ríos, arroyos y por las plantas de tratamiento de la frontera de la zona norte, que debido a la dinámica de corrientes y a la geografía de la costa se depositan en la isobata más profundas de la zona centro. Se debe señalar que la falta de información sobre la cantidad de estas sustancias en diferentes ambientes costeros mexicanos es problemática para las estimaciones de los potenciales efectos en a la macrofauna marina.

Estructura comunitaria del macrobentos

El análisis de la macrofauna bentónica en las campañas Bight 1998 y 2018 mostró un aumento de poliquetos del 4% entre 1998 y 2018. Rodríguez-Villanueva (2005) reportó un 50% de poliquetos con respecto a los demás grupos de la macrofauna, siendo notable además de esto que hubo un decremento de los organismos con caparazón; crustáceos, moluscos y equinodermos en la campaña 2018, en escala local Rodríguez-Villanueva *et al.* (2000) y (Rodríguez-Villanueva *et al.* 2003), reportó un fenómeno similar donde los poliquetos constituían el 61% y el 57% de la macrofauna total en la Bahía de Todos Santos. La modificación de los ambientes bentónicos está influenciado seriamente por el tamaño fino del sedimento (Gray y Elliott, 2009), en consecuencia, el cambio de este factor es debido a las precipitaciones de los fuertes eventos ENSO durante 1997–1998 y 2016-2017 Según Pavia y Badan (1998) y Kuk-Dzul *et al.* (2012) indicó que la composición, distribución y abundancia de las comunidades bentónicas está relacionada con la calidad de las variables fisicoquímicas de su ambiente. Además, Zan *et al.* (2015) corroboran la teoría de que las principales variables que modifican la macrofauna bentónica son el sedimento y las condiciones hidrológicas, las cuales influyen significativamente en la distribución de la estructura de las comunidades del macrobentos.

Se debe señalar que hubo una disminución en escala espacial y temporal de los organismos con estructuras calcáreas. Según Shirayama y Thornton (2005) y Albright *et al.* (2013) mencionan que puede ser efecto de la acidificación oceánica, que generalmente tiene un efecto negativo en las etapas juveniles y de adultos de moluscos, erizos de mar y corales.

Poliquetos y su respuesta al estrés ambiental a través de 20 años de estudio

Los poliquetos se consideran uno de los grupos con patrones de abundancia más estables en escala espacial y temporal, San Martín *et al.* (2000) indicó que un área alterada como resultado de eventos naturales severos sufren procesos de recolonización. Es posible, que esta estabilidad de los poliquetos en sus patrones sea debido que son organismos tanto sensibles como tolerantes, siendo un grupo que responde rápidamente a las perturbaciones ambientales o al estrés marino generalizado (Pearson y Rosenberg (1978). La abundancia de poliquetos aumento de la campaña Bight 1998 (4166 ind. /0,1 m²), a la campaña 2018 (8025 ind. /0,1 m²), y alcanzó su punto máximo durante la campaña de 2013 (46234 ind. /0,1 m²). Cabe mencionar que durante el 2018 se observó una disminución en la abundancia, con valores porcentuales similares a los registrados durante el año de 1998 por Rodríguez-Villanueva *et al.* (2003). Ambos años, 1998 y 2018, posiblemente se vieron afectados o influenciados por eventos ENSO de gran magnitud.

El evento de El Niño de 2015 fue uno de los eventos más fuertes desde 1950, rivalizando solo con los eventos de 1982/1983 y 1997/1998. L'Heureux *et al.* (2017), Jacox y *et al.* (2016) indicaron que estos eventos tuvieron una magnitud y frecuencia similar provocando abundantes lluvias y generando alta energía hidrográfica en las zonas costeras. Gray (1974) y Gambi y Giangrande (1986) indicaron que las diferentes características de los sedimentos generalmente reflejan los patrones de circulación de los cuerpos de agua, elementos que tienen una fuerte influencia en la composición, abundancia y diversidad de la fauna de poliquetos. En cambio, en el Bighth 2013, se observó el mayor número de organismos, lo que podría significar el efecto general de sequías intensas durante ese tiempo (Swain *et al.* 2014, Diffenbaugh *et al.* 2015, Mann *et al.* 2015), donde hubo una reducción considerable en los aportes de aguas continentales, residuales, sedimentos y otros contaminantes por medio de escorrentías de fuentes puntuales a la zona costera. Álvarez-Aguilar *et al.* (2017) indicaron que las condiciones de sequía causaron menos perturbaciones hidrodinámicas regionales en ambientes bentónicos y, por lo tanto, favorecieron la capacidad de resiliencia de la fauna de poliquetos, que se reflejó en una mayor abundancia y diversidad.

Distribución de las especies

Las especies mejor representadas en el área de estudio durante el Bight 1998 y 2018 fueron *Spiophanes duplex*, y *Spiophanes kimballi*, ambos pertenecientes a la familia Spionidae. Estas especies se caracterizan por ser indicadores de ambientes perturbados de depósito de alta materia orgánica (Bellan *et al.* 1988; Hale y Heltshe 2008; Ranasinghe *et al.* 2010), y previamente fueron reportadas con altas abundancias en el área de estudio (Rodríguez-Villanueva *et al.*, 2003; Rodríguez-Villanueva, 2005 y Álvarez-Aguilar *et al.* 2017). Además de otras especies como *Eclysippe trilobata*, la cual está asociada a ambientes perturbados (Gillett *et al.*, 2019), las especies la familia Ampharetidae en general han sido considerada tolerante a altas concentraciones de Cu (Bryan y Gibbs 1987; Dean 2008), y esta tolerancia puede explicar la alta abundancia de estos organismos registrados para el 2018 en áreas cercanas a las plantas de tratamiento de aguas residuales, estaciones que obtuvieron las abundancias más altas, en especial en la zona norte. De igual manera durante el 2013 la familia Spionidae y Ampharetidae fueron dominantes (Alvarez-Aguilar *et al.* 2017), por lo que se considera que éstas pueden estar respondiendo al aumento de materia orgánica y a la estratificación del tamaño de grano a través de la profundidad.

Diversidad y su importancia como parámetro de ambientes perturbados

Los valores más bajos del índice de diversidad (H') se registraron durante la campaña 1998, con una comunidad más homogénea y una alta proporción de especies consideradas indicadores de sitios perturbados o de estrés. Previamente, Rodríguez-Villanueva *et al.* (2000) también registraron valores bajos de diversidad en el área circundante a la Bahía de Todos Santos durante 1994 y posteriormente en la zona centro y zona norte (Rodríguez-Villanueva *et al.* 2003, 2005). Según Fisher y Sheaves, (2003) indicaron que los sedimentos homogéneos tienen pocos microhábitats y generalmente una o un par de especies son las dominantes. No obstante, durante 2018 se obtuvo la mayor proporción de estaciones con valores altos de diversidad ($H' > 5$), registrándose comunidades heterogéneas favorecidas por un hábitat con calidad ecológica considerada de buena a muy buena. Estos cambios entre 1998 y 2018 pueden estar asociados a cambios en el tamaño de grano del sedimento en donde los porcentajes más altos de arenas y un contenido de materia orgánica más equilibrado fueron debidos a los cambios de la hidrodinámica durante 1998 con un ENSO extremo, en 2013 con una extrema sequía y en 2018 con un ENSO de alta intensidad. Fisher y Sheaves (2003) indicaron que los ensamblajes con baja dominancia están asociados con sedimentos heterogéneos que permiten una gran variedad de microhábitats, que se pueden utilizar y por ende con lleva a ambientes diversos. Sin embargo, aún existen huecos en la información sobre la toxicidad de los contaminantes en la región.

No obstante, si hacemos la comparación con los valores reportados por Macias Zamora *et al.* (2016), bajo la excepción que son datos del 2013, se puede destacar las estaciones con la menor diversidad en la zona centro durante 1998 lo cual concuerda con las estaciones en las que encontraron las mayores concentraciones de PBDEs y con ello se podría inferir que tuvieron repercusiones sobre la diversidad de la macrofauna durante las campañas Bight 1998-2013.

Ensamblaje de las comunidades de poliquetos

La configuración de especies de poliquetos mostró un patrón de respuesta a los eventos ENSO (1997–1998 y 2016–2017). Los cambios atribuidos directamente a estos fenómenos climáticos fueron principalmente la modificación de los sedimentos costeros, como consecuencia de la intensidad y disminución de la energía hidrográfica en la zona (Jacox *et al.* 2016; Mason y Goddard 2001; Minnich *et al.* 2000). Durante la campaña 1998-2018, las especies que conformaron la estructura de las comunidades fueron en su mayoría organismos que se alimentan de material depositado en la superficie, como *Spiophanes duplex* *Spiophanes kimballii*, *Spiophanes norrisi* y *Paradiopatra parva* (Fauchald y Jumars 1979; Jumars *et al.* 2015).

Durante la campaña Bight 2013 Alvarez-Aguilar *et al.* (2017) mencionan que se caracterizó por un cambio evidente en los conjuntos de comunidades, donde los poliquetos de la familia Chaetopteridae contribuyeron un tercio de la abundancia y reflejaron una respuesta a la baja hidrodinámica que sucedió por la sequía extrema y por lo tanto sedimentos más estables para el desarrollo de especies de poliquetos (Swain *et al.* 2014). En el caso del 2018 a pesar de tener el doble de abundancia y aproximadamente 100 especies más a lo largo de franja costera, la configuración de la ordenación resultante es similar a la obtenida durante 1998 y con esa respuesta una posibilidad de que las especies de poliquetos responden de manera similar a los eventos de escala regional como lo son los ENSOs.

Factores ambientales y su relación con las comunidades de poliquetos

La correlación entre los factores abióticos y las especies de poliquetos fue media-baja y se relaciona con las características hidrográficas del área atribuibles a la intensidad de los eventos ENSO, así como a los períodos de fuerte sequía que ocurrieron durante los 20 años de estudio del área. Rodríguez-Villanueva *et al.* (2003) y Rodríguez-Villanueva (2005) determinaron que los patrones comunitarios durante la campaña de 1998 fueron ocasionados principalmente por el tamaño del grano del sedimento, el porcentaje de carbono orgánico y la profundidad, los dos primeros asociados parcialmente a las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Aunque durante la campaña 2018 se registró baja correlación con el Pb, Álvarez-Aguilar *et al.* (2017) observaron que para 2013 el Pb obtuvo una correlación media-alta. Frías Espericueta *et al.* (2010) indicó que las mayores contribuciones del Pb a los ambientes acuáticos provienen del intercambio atmosférico y las descargas de aguas residuales urbanas. La sequía de 2013-2014 favoreció la baja dispersión de Pb como resultado de la escasez de lluvias que se produjo (Díaz y Wahl 2015; Griffin y Anchukaitis 2014). Álvarez-Aguilar *et al.* (2017) mencionaron que este fenómeno permitió que los sedimentos se volvieran más estables y que los metales traza y los compuestos orgánicos pudieran acumularse más fácilmente. Además, es evidente que el factor profundidad es uno de los parámetros más importantes a lo largo de la zona costera, puesto que zonas profundas acumulan sedimentos de grano fino que se asocian con las mayores concentraciones de metales que son depositados por las corrientes y que pueden ingresar por las aguas continentales y de las plantas de tratamientos de agua residuales. Los principales factores químicos del área han cambiado con respecto al tiempo, esto en conjunto con la modificación de algunas fuentes puntuales de contaminación. La zona norte es una de las áreas en donde se registraron más cambios con respecto los parámetros químicos y biológicos. La planta de tratamiento (PITAR) inició sus operaciones en 1997, pero el tratamiento fue únicamente primario avanzado, esto provocó altos niveles índice de calidad biótica.

índice de calidad biótica

El índice de calidad biótica AMBI(Azti) funciona particularmente bien cuando se cuenta con una base de datos de las especies locales (calibración) y un número de muestras elevado, en este caso se encontró que los poliquetos funcionaron como indicadores de estrés ambiental durante las campañas 1998 y 2018, además se observó que la zona se ha mantenido estable así como ligeramente perturbada en escala temporal, aunque también se detectaron algunos puntos perturbados, en el área cercana a las plantas de tratamiento, ya reportados previamente por Álvarez-Aguilar *et al.* (2017) durante 2003 y 2013. Rodríguez-Villanueva *et al.* (2003), Ramírez-Alvarez (2000) y Macías-Zamora *et al.* (2016) mencionan que este fenómeno es parcialmente consecuencia de los cambios en funcionamiento de la planta PITAR a lo largo de 1997-2018 (Cuevas, 2006). Además de se debe considerar que las plantas de tratamiento como la de Punta Banderas constantemente se encuentra excedida en la capacidad que tiene de tratamiento, y esto puede ser reflejo tanto del aumento en la población local, como en los eventos de máxima precipitación y esto provoca que el excedente sin tratar sea mezclado con el que fue previamente tratado, introduciendo una mayor cantidad de material orgánico y lo que el conlleva.

CONCLUSIONES

Se observaron cambios temporales y espaciales en los factores abióticos medidos: un aumento en % del tamaño fino de sedimento, carbono orgánico total y en la mayoría de los metales traza considerados en este estudio

Se obtuvo una correlación muy baja con los factores abióticos durante la campaña Bight 2018 en comparación con las campañas anteriores, solo los factores de profundidad y % del tamaño fino del sedimento obtuvieron correlaciones intermedias.

La abundancia de poliquetos obtuvo un aumento del doble en comparación con el estudio base (Bight 1998).

No hubo cambios en la composición de especies de poliquetos en donde las especies dominantes se mantuvieron a lo largo de las Campañas Bight de 1998 y 2018; *Spiophanes dúplex*, *Spiophanes kimbali* y *Spiophanes norrisi*, no obstante, se observaron ligeros cambios en escala local principalmente en la zona norte en los sitios muestreados localizados cerca de descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales y también en la zona centro en los sitios circundantes a los cañones submarinos y en el área de depósito de dragado de la dársena portuaria ubicados en la zona sur.

La diversidad de la comunidad de poliquetos del 2018, mostro un incremento con respecto a la campaña Bight 1998 en los parámetros ecológicos de diversidad y equidad, por lo que se considera que la comunidad de poliquetos se encuentra en un estatus más saludable tanto en escala local como regional.

Los agrupamientos de la estructura de la comunidad de poliquetos indico que la configuración de estos organismos en el área de estudio responde principalmente al factor profundidad.

Se encontró poca relación entre las especies de poliquetos y las variables ambientales recopiladas, siendo el tamaño de grano del sedimento el factor con la mejor correlación con la fauna de poliquetos

Se registro que existieron diferencias significativas entre la abundancia y las variables de profundidad y zona de estudio durante las campañas oceanografica Bight 1998 y 2018.

La guía de calidad de sedimento indicó que no hay un efecto originado en los niveles de referencia ERL/ERM sobre la fauna de poliquetos en el área de estudio, sin embargo, se puede recalcar que los metales Cr, Ni y Cd mostraron valores cercanos a los niveles de ERL.

El índice de calidad biótica mostro que las campañas Bight 2018/1998 estuvieron ligeramente perturbadas, esto principalmente en los sitios cercanos a la PITAR de la zona norte para ambas campañas.

El comportamiento de la estructura de la comunidad de poliquetos durante 2018 y 1998 se asoció principalmente a los eventos ENSO;1998 (Niño extremo), 2013 (sequía) y 2016 (Niño fuerte), por lo que la comunidad de poliquetos responde mejor a la disminución de la perturbación a nivel regional causada por las condiciones hidrográficas/oceanográficas y climáticas que a la mayoría de las variables consideradas en este estudio.

En conclusión, la región costera en el noroeste de México ha experimentado un rápido desarrollo y expansión de la población humana que sin duda continuará aumentando el estrés sobre el sistema de la zona costera Tijuana-Ensenada. El seguimiento espacial y temporal a largo plazo de las fuentes de contaminación y sus efectos en las comunidades bentónicas puede proporcionar una herramienta útil para establecer datos de referencia que permitirán a los tomadores de decisiones evaluar las condiciones ambientales en los hábitats costeros. Con estudios como este se pueden desarrollar futuras investigaciones a niveles más específicos para continuar estimando la magnitud de los efectos de estrés ambiental y distinguir entre los cambios antropogénicos y climáticos como los de precipitación y sequía que juegan un papel importante en el área más sur de la Cuenca de las Californias. Además, se considera de vital importancia continuar con el entendimiento, registro y análisis de la macrofauna béntica a partir de campañas de monitoreo, expandiendo los puntos de muestreo a sitios en donde ya se hayan registrado fuentes de contaminación, así como un aumento en el esfuerzo de muestreo con el fin de entender de mejor manera los impactos locales de las presiones de estrés que ingresan a las costas de las franjas costeras.

LITERATURA CITADA

Albright RA, Mason B (2013) Projected near-future levels of temperature and pCO₂ reduce coral fertilization success, PLoS On, vol. 8 pg. e56468.

Álvarez-Aguilar, A., Rodríguez-Villanueva, V., Macías-Zamora, J. V., Ramírez-Álvarez, N., y Hernández-Guzmán, F. A. (2017). Spatio-temporal analysis of benthic polychaete community structure in the north-western coast of Baja California, Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 97(5), 993-1005.

Anderson, M. J. (2014). Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley statsref: statistics reference online*, 1-15.

Baev, P. V. y Penev, L. D., 1995: BIODIV, version 5.1. Pensoft-Exeter Software, Sofia-Moscow-East Setauket.

Barnes, D.K.A., 2005. "Remote islands reveal rapid rise of Southern Hemisphere, sea debris". *The Scientific World Journal*.

Beiras, R. (2018). Marine pollution. In *Sources, Fate and Effects of Pollutants in Coastal Ecosystems*. Elsevier Amsterdam.

Belan, T. A. (2004). Marine environmental quality assessment using polychaete taxocene characteristics in Vancouver Harbour. *Marine environmental research*, 57(1-2), 89-101.

- Bellan, G., Desrosiers, G. y Willsie, A. (1988). Use of an annelid pollution index for monitoring a moderately polluted littoral zone. *Marine Pollution Bulletin*, 19 (12), 662–665.
- Blake, J. A., y Hilbig, B. (1996). Taxonomic Atlas of the Benthic Fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Volume 6. The Annelida Part 3-Polychaeta: Orbiniidae to Cossuridae. 1–134.
- Boero, F., 2001. Light after dark: the partnership for enhancing expertise in taxonomy. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 266.
- Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and Coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40 (12), 1100–1114.
- Borja, A., Franco, J., Muxika, I., 2004. The biotic indices and the water framework directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin* 48, 405–408.
- Bryan, G.W. y Gibbs, P.E. (1987) Polychaetes as indicators of heavy-metal availability in marine deposits. In *Oceanic Processes in Marine Pollution; Vol. 1 Biological Processes and Wastes in the Ocean*. In: Capuzzo, J.M. y Kester, D.R. (Eds.), R.E. Krieger Publ. Co., Malabar, FL. pp. 37–49.
- Bryan, G.W. y Langston, W.J. (1992) Bioavailability, accumulation, and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environ Pollut*, 76, 89–131.

- Cartron, J. L. E., Ceballos, G., y Felger, R. S. (Eds.). (2005). Biodiversity, ecosystems, and conservation in Northern Mexico. Oxford University Press.
- Carvalho LRS, Barros F (2017) Physical habitat structure in marine ecosystems: the meaning of complexity and heterogeneity. *Hydrobiol* 797:1–9.
- Carvalho, S., Barata, M., Pereira, F., Gaspar, M. B., da Fonseca, L. C., y Pousao-Ferreira, P. (2006). Distribution patterns of macrobenthic species in relation to organic enrichment within aquaculture earthen ponds. *Marine Pollution Bulletin*, 52(12), 1573-1584.
- Choi H. G., Moon H.B., Choi M. y J. Yu.2011. Monitoring of organic contaminants in sediments from the Korean coast: Spatial distribution and temporal trends (2001–2007). *Marine Pollution Bulletin* 62.1352–1361.
- Clarke, K. R., y Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: user manual/tutorial* (Plymouth routines in multivariate ecological research). Plymouth: Primer-E Ltd.
- Cly, C. (2001). Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life.
- Crossland, C. J., Kremer, H. H., Lindeboom, H., Crossland, J. I. M., y Le Tissier, M. D. (Eds.). (2005). *Coastal fluxes in the Anthropocene: the land-ocean interactions in the coastal zone project of the International Geosphere-Biosphere Programme*. Springer Science and Business Media.
- Cuevas, L. F. A. (2006). Análisis de redes sociales en la toma de decisiones binacionales de problemas ambientales en la frontera México-EE. UU: planta internacional de tratamiento de aguas residuales de Tijuana.

- Dauer, D. M. 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* 26: 249–257.
- Dean, H.K. (2008) The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biología Tropical*, 56 (4), 11–38.
- Daesslé L.W., Ramos S.E., Carriquiry J.D., Camacho V.F., (2002). Clay dispersal and the geochemistry of manganese in the northern Gulf of California. *Cont. Shelf Res.* 22: 1311-1323.
- Diaz, H.F. y Wahl, E.R. (2015) Recent California water year precipitation deficits: A 440-year perspective. *Journal of Climate*, 28 (12), 4637–4652.
- Diffenbaugh, N. S., Swain, D. L., y Touma, D. (2015). Anthropogenic warming has increased drought risk in California. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(13), 3931-3936.
- De León-González J.A., Bastida-Zavala J.R., Carrera-Parra L.F., García-Garza M.E., Peña-Rivera A., Salazar-Vallejo S.I. and Solís-Weiss V. (2009) *Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América tropical*. Monterrey, México: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Donath-Hernández, F. E., Loya-Salinas, D., y de Ensenada, E. S. (1989). Contribución al estudio de la contaminación orgánica marina de la Bahía de Todos Santos, Baja California. *Ciencias Marinas*, 15, 73-88.
- Durazo, R. (2015). Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(2), 1173-1196.

Efectos de eventos El Niño y del “warm... (PDF Download Available). Available from: https://www.researchgate.net/publication/309313381_Efectos_de_eventos_El_Niño_y_del_warm_blob_en_la_biomasa_fitoplanctonica_derivada_de_satelite_en_el_Sistema_de_la_Corriente_de_California_en_20022015_Resumen_extenso [accessed Apr 24 2018].

Ellis, D. (1985). Taxonomic sufficiency in pollution assessment.

Espinosa-Carreón, T. L., Gaxiola-Castro, G., Robles-Pacheco, J. M., y Nájera-Martínez, S. (2001). Temperature, salinity, nutrients and chlorophyll a in coastal waters of the Southern California Bight. *Ciencias marinas*, 27(3), 397-422.

Fauchald, K. (1977). The polychaete worms. Definitions and keys to the orders, families and genera.

Ferraro SP, Cole FA (1990) Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Mar Ecol Prog Ser* 67:251–262.

Fisher, R. y Sheaves, M.J. (2003) Community structure and spatial variability of marine nematodes in tropical Australia pioneer seagrass meadows. *Hydrobiologia*, 495 (1–3), 143–158.

Frías-Espéricueta, M.G., Osuna-López, J.I., Aguilar-Juárez, M. y Voltolina, D. (2010) Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Oceánides*, 25 (2), 101–110.

Frontier, S. (1985) Diversity and structure in aquatic ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 23, 253–312.

- Gillett, D. J., Gilbane, L., y Schiff, K. C. (2019). Benthic Infauna of the Southern California bight continental slope: characterizing community structure for the development of an index of disturbance. Camarillo (CA): US Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. OCS Study BOEM, 50, 157.
- Gillett, D. J., Weisberg, S. B., Grayson, T., Hamilton, A., Hansen, V., Leppo, E. W., ... y Welch, K. I. (2015). Effect of ecological group classification schemes on performance of the AMBI benthic index in US coastal waters. *Ecological Indicators*, 50, 99-107.
- Gray, J. S. (1981). *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gray, J. S., y Elliott, M. (2009). *Ecology of Marine Sediments. From science to Management*. Oxford University Press, Oxford, 225.
- Godfray, H. C. J. (2002). Challenges for taxonomy. *Nature* 417: 17 – 19.
- Godfray, H. C. J. (2007). Linnaeus in the information age. *Nature* 446 (15 March 2007): 259 – 269.
- Griffin, D. y Anchukaitis, K.J. (2014) How unusual is the 2012–2014 California drought? *Geophysical Research Letters*, 41(24), 9017–9023.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'agrosa, C. ... y Fujita, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.

- Hale, S.S. y Heltshe, J.F. (2008) Signals from the benthos: development and evaluation of a benthic index for the nearshore Gulf of Maine. *Ecological Indicators*, 8 (4), 338–350.
- Hutchings, P., 1998. Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. *Biodiversity and Conservation* 7, 1133e 1145.
- INEGI; Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Anuario estadístico Baja California. Gobierno Del Estado de Baja California (2017).
- Jacox, M.G., Hazen, E.L., Zaba, K.D., Rudnick, D.L., Edwards, C.A., Moore, A.M. y Bograd, S.J. (2016) Impacts of the 2015-2016 El Niño on the California Current System: Early assessment and comparison to past events. *Geophysical Research Letters*, 43 (13), 7072–7080.
- Jackson, J. B. (2008). Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(Supplement 1), 11458-11465.
- Jones, K. C., y De Voogt, P. (1999). Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental pollution*, 100(1-3), 209-221.
- Jumars, P.A., Dorgan, K.M. y Lindsay, S.M. (2015) Diet of worms emended: an update of polychaete feeding guilds. *Annual review of marine science*, 7, 497–520.
- Kalachova, K., Cajka, T., Sandy, C., Hajslova, J., y Pulkrabova, J. (2013). High throughput sample preparation in combination with gas chromatography coupled to triple quadrupole tandem mass spectrometry (GC–MS/MS): A smart procedure

- for (ultra) trace analysis of brominated flame retardants in fish. *Talanta*, 105, 109-116.
- Kuk-Dzul, J.G., Gold-Bouchot, G. y Ardisson, P.L. (2012) Benthic infauna variability in relation to environmental factors and organic pollutants in tropical coastal lagoons from the northern Yucatan Peninsula. *Marine pollution bulletin*, 64 (12), 2725–2733
- Lara-Lara, J.R., V. Arenas Fuentes, C. Bazán Guzmán, V. Díaz Castañeda, E. Escobar Briones, M. de la Cruz García Abad, G. Gaxiola Castro, G. Robles Jarero, R. Sosa Ávalos, L.A. Soto González, M. Tapia García y J.E. Valdez-Holguín. 2008. Los ecosistemas marinos, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 135-159.
- Lee, S. Y., Dunn, R. J. K., Young, R. A., Connolly, R. M., Dale, P. E. R., Dehayr, R., ... y Welsh, D. T. (2006). Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology*, 31(2), 149-163.
- Legendre, P., y Legendre, L. F. (2012). *Numerical ecology* (Vol. 24). Elsevier.
- L'Heureux, M.L., Takahashi, K., Watkins, A.B., Barnston, A.G., Becker, E.J., Di Liberto, T.E., ... Mosquera-Vásquez, K., (2017). Observing and predicting the 2015/16 El Niño. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 98, 1363–1382.
- Lenihan, H. S., Peterson, C. H., Kim, S. L., Conlan, K. E., Fairey, R., McDonald, C., ... y Oliver, J. S. (2003). Variation in marine benthic community composition allows discrimination of multiple stressors. *Marine Ecology Progress Series*, 261, 63-73.

- Leslie, H. M., y McLeod, K. L. (2007). Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(10), 540-548.
- Long, E., D. MacDonald, S. Smith y F. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.*, 19: 81-97.
- Lynn, R. J., Schwing, F. B. and Hayward, T. L. (1995) The effect of the 1991-1993 ENSO on the California Current System. *Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report 36*, 57-71.
- Lynn, R. J., y Simpson, J. J. (1987). The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 92(C12), 12947-12966.
- Luoma, S. N. (2017). Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments. In *Heavy metals in the marine environment* (pp. 51-66). CRC Press.
- Macías-Zamora, J. V., Mendoza-Vega, E., y Villaescusa-Celaya, J. A. (2002). PAHs composition of surface marine sediments: a comparison to potential local sources in Todos Santos Bay, BC, Mexico. *Chemosphere*, 46(3), 459-468.
- Macías-Zamora, J. V., Ramírez-Álvarez, N., Hernández-Guzmán, F. A., y 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.

- Macías-Zamora, J. V., Ramírez-Álvarez, N., y Sánchez-Osorio, J. L. (2014). A decadal trend study (1998–2008) of POPs in marine sediments at the south of the Southern California Bight. *Science of the Total Environment*, 491, 205-211.
- Macías-Zamora, J. V., Ramírez-Álvarez, N. Luis Sanchez, J., Gutierrez-Galindo, E., F: (2009) Cuatro décadas del modelo maquilador en el norte de México Edition: 1a ed.
- Magurran, A. E., 1988: *Ecological Diversity and Its Measurement*. University Press, Princeton, NJ.
- Mann, M. E., y Gleick, P. H. (2015). Climate change and California drought in the 21st century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(13), 3858-3859.
- Mason, S.J. y Goddard, L. (2001) Probabilistic Precipitation Anomalies Associated with EN SO. *Bulletin of the America Meteorological Society*, 82 (4), 619–638.
- Maurer, D., 2000. The dark side of the taxonomic sufficiency (TS). *Marine Pollution Bulletin* 40, 98–101.
- Maurer, D., J.A. Vargas y H.K. Dean. 1988. Polychaetous annelids from the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Int. Rev. Hydrobiol.* 73: 43-59.
- May, R.M., 1990. Taxonomy as destiny. *Nature* 347, 129–130.
- Mayo, S. J., Allkin, R., Baker, W., Blagoderov, V., Brake, I., Clark, B., ... y Wilkin, P. (2008). Alpha e-taxonomy: responses from the systematics community to the biodiversity crisis. *KEW BULLETIN*, 63, 1-16.

- McGrath, T. J., Morrison, P. D., Ball, A. S., y Clarke, B. O. (2016). Selective pressurized liquid extraction of replacement and legacy brominated flame retardants from soil. *Journal of Chromatography A*, 1458, 118-125.
- Minnich, R.A., Franco Vizcaino, E.R.N.E.S.T.O. y Dezzani, R.J. (2000) The El Niño/southern oscillation and precipitation variability in Baja California, Mexico. *Atmósfera*, 13 (1), 1–20.
- Moreno Neri, J. D. J., Obregón Angulo, M. D. M., y Arellano Zepeda, S. A. (2018). Proceso De Valoración De Riesgos Para Ranchos Marinos De Engorda De Atún Aleta Azul: Evidencia De Baja California (Valuation of Risks Processes for Marine Ranches of Fattening Bluefin Tuna: Evidence from Baja California). *Revista Global de Negocios*, 6(1), 55-66.
- Muñoz-Barbosa, A., Gutiérrez-Galindo, E. A., Segovia-Zavala, J. A., Delgadillo-Hinojosa, F., y Sandoval-Salazar, G. (2004). Trace metal enrichment in surficial sediments of the northwest coast of Baja California, Mexico. *Marine pollution bulletin*, 48(5-6), 596-603.
- Murphree, T. y Reynolds, C. (1995) El Niño and La Niña effects on the Northeast Pacific: The 1991-1993 and 1988-1989 events. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report* 36, 45-56.
- Nie, J., Feng, H., Witherell, B. B., Alebus, M., Mahajan, M. D., Zhang, W., y Yu, L. (2018). Causes, Assessment, and Treatment of Nutrient (N and P) Pollution in Rivers, Estuaries, and Coastal Waters. *Current Pollution Reports*, 4(2), 154-161.

- Ojeda-Revah, L., G. Bocco, E. Ezcurra y I. Espejel: Land-cover/use transitions in the binational Tijuana River watershed during a period of rapid industrialization. *Applied Vegetation Science*: 11, 107-116 (2008).
- Olsgard, F., Somerfield, P.J., 2000. Surrogates in marine benthic investigations—which taxonomic unit to target? *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7, 25–42.
- Partida-Gutiérrez, D. I., Villaescusa, J. A., Macías-Zamora, J.V, y Castellón, F.F. 2003. Contaminantes orgánicos persistentes en núcleos de sedimentos de la región sur de la Cuenca de las Californias. *Ciencias Marinas*. 29(4):521–534.
- Pavía, E.G. y Badan, A. (1998) ENSO modulates rainfall in the Mediterranean Californias. *Geophysical Research Letters*, 25 (20), 3855–3858.
- Pearson, T. H., y Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev*, 16, 229-311.
- Peet, R. K., 1974: The measurement of species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 5: 285–307.
- Prance, G.T., 1994. A comparison of the efficacy of higher taxa and species numbers in the assessment of biodiversity in the neotropics. *Philosophical Transaction Royal Society London B Biological Sciences* 345, 89–99.
- Ranasinghe, J., Schiff, K., Brantley, C., Lovell, L., Cadien, D., Mikel, T., ... Johnson, S. (2012). Southern California Bight 2008 Regional Monitoring Program. 207.141.116.145, VI. Retrieved from

http://207.141.116.145/pub/download/DOCUMENTS/TechnicalReports/661_B08_SedChem_ES.pdf

Ramírez-Álvarez, N., Macías-Zamora, J. V., Burke, R. A., y Rodríguez-Villanueva, L. V. (2007). Use of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, and carbon to nitrogen ratios to evaluate the impact of sewage-derived particulate organic matter on the benthic communities of the Southern California Bight. *Environmental toxicology and chemistry*, 26(11), 2332-2338.

Ranasinghe, J.A., Schiff, K.C., Montagne, D.E., Mikel, T.K., Cadien, D.B., Velarde, R.G. y Brantley, C.A. (2010) Benthic macrofaunal community condition in the Southern California Bight, 1994–2003. *Marine pollution bulletin*, 60 (6), 827–833.

Ranasinghe, J. A., Weisberg, S. B., Smith, R. W., Montagne, D. E., Thompson, B., Oakden, J. M., ... y Ritter, K. J. (2009). Calibration and evaluation of five indicators of benthic community condition in two California bay and estuary habitats. *Marine Pollution Bulletin*, 59(1-3), 5-13.

Rodríguez-Villanueva, V. (2005). Estructura de las comunidades de invertebrados macrobénticos y su relación con variables físico-químicas del sedimento en la zona costera de Tijuana-Ensenada, Baja California, México. Tesis Doctorado, Universidad Autónoma de Baja California. 264p.

Rodríguez-Villanueva, V. 1997. Estructura y composición de las familias de Poliquetos de la Bahía de Todos Santos, Baja California, México. Tesis Maestría, Cicese. 198 p.

- Rodríguez-Villanueva, V., Martínez-Lara, R., y Zamora, V. M. 2003. Polychaete community structure of the northwestern coast of Mexico: Patterns of abundance and distribution. *Hydrobiologia* 496: 385–399.
- Rodríguez-Villanueva, V., Martínez-Lara, R., y Díaz-Castañeda, V. (2000). Structure and composition of the benthic polychaete families in Bahía de Todos Santos, Baja California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 67(1), 113-126.
- Samper, C. (2004). Taxonomy and environmental policy. *Philos. Trans., Ser. B* 359: 721 – 728.
- Sanders, H. L. (1960). Benthic studies in Buzzards Bay III. The structure of the soft-bottom community. *Limnology and Oceanography*, 5(2), 138-153.
- Salazar-Vallejo, S., de León-González, J.A. y Salaices-Polanco, H. (1989) Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de Mexico. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, BCS Mexico.
- SCAMIT, (Southern California Association of Marine Invertebrate Taxonomists. 2018. A Taxonomic Listing of Benthic Macro- and Megainvertebrates from Infaunal and Epifaunal Monitoring and Research Programs in the Southern California Bight. (D.B. Cadien and L.L. Lovell, Eds.) SCAMIT, Los Angeles. Stevens, D.L. 1997.
- Scheltema, R.S., 1996. Describing diversity: too many new species, too few taxonomists. *Oceanus* 39, 16–18.

- Schiff, K. C., Maruya, K., y Christenson, K. (2006). Southern California Bight 2003 Regional Monitoring Program: II. Sediment Chemistry June 2006 THE BIGHT ' 03 CHEMISTRY WORKING GROUP. Water Research, (June). Retrieved from http://ftp.sccwrp.org/pub/download/DOCUMENTS/TechnicalReports/661_B08_SedChem_ES.pdf.
- Shirayama Y, Thornton H.,(2005). Effect of increased atmospheric CO2 on shallow water marine benthos, *J Geophys Res*, vol. 110 pg. C09S08.
- Schiff, K., McLaughlin, K., Moore, S., y Cao, Y. (2019). Southern California Bight. In *World Seas: an Environmental Evaluation* (pp. 465-482). Academic Press.
- Schiff, K., y Bay, S. (2003). Impacts of stormwater discharges on the nearshore benthic environment of Santa Monica Bay. *Marine Environmental Research*, 56(1-2), 225-243.
- Smith, R. W., Ranasinghe, J., Weisberg, S. B., Montagne, D. E., Cadien, D. B., Mikel, T. K., ... y Dalkey, A. (2003). Extending the southern California Benthic Response Index to assess benthic condition in bays. Southern California Bight 1998 Regional Monitoring Program: VII Benthic Macrofauna, C1-C42.
- Somerfield, P. J., Clarke, K. R., y Warwick, R. M. (2008). Simpson index. Elsevier.
- Tapp, J. F., N. Shillabeer, and C. M. Ashman. 1993. Continued observation of the benthic fauna of the industrialized Tees estuary, 1979–1990. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 172: 67–80.
- Ter Braak, C. J. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167-1179.

- Terlizzi, A., Bevilacqua, S., Frascchetti, S., y Boero, F. (2003). Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Marine Pollution Bulletin*, 46(5), 556-561.
- Thorson, G. 1971. *La vida en el mar*. Editorial Guadarrama, Madrid.
- Valenzuela, S. B. J. (2021). Metales traza relacionados a actividades antropogénicas en sedimentos marinos superficiales y aguas residuales tratadas de la frontera Tijuana (B.C.) - California (E.U.A) a la Bahía Todos Santos, B.C., México, Tesis maestría, Universidad Autónoma de Baja California. 103p.
- Vikas, M., y Dwarakish, G. S. (2015). Coastal pollution: a review. *Aquatic Procedia*, 4, 381-388.
- Villaescusa-Celaya, J.A., Gutiérrez-Galindo, E.A., y Flores-Muñoz, G. 2000. Heavy metals in the fine fraction of coastal sediments from Baja California (Mexico) and California (USA). *Environmental Pollution*. 108(3): 453–462.
- Villegas-Jiménez, A., Macías-Zamora, J. V., y Villaescusa-Celaya, J. A. (1996). Hidrocarburos alifáticos y poliaromáticos en sedimentos superficiales de Bahía de Todos Santos, Baja California. *Hidrobiológica*, 6, 25-32.
- Wang, S. Y., Hipps, L., Gillies, R. R., y Yoon, J. H. (2014). Probable causes of the abnormal ridge accompanying the 2013-2014 California drought: ENSO precursor and anthropogenic warming footprint. *Geophysical Research Letters*, 41(9), 3220–3226. <https://doi.org/10.1002/2014GL059748>.

- Weisberg, S. B., J. A. Ranasinghe, D. M. Dauer, L. C. Schaffner, R. J. Diaz, and J. B. Frithsen. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries* 20: 149–158.
- White, C., Halpern, B. S., y Kappel, C. V. (2012). Ecosystem service tradeoff analysis reveals the value of marine spatial planning for multiple ocean uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(12), 4696-4701.
- Wilson, J. G., and D. W. Jeffrey. 1994. Benthic biological pollution indices in estuaries. Pages 311–327 in J. M. Kramer, editor. *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Windom, H.L. Schropp S.J., Calder F.D., Ryan J.D., Smith R.G., L.C., Burney F.G Lewis., C.H Rawlinson. (1989), Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the Southeastern United States *Environmental Science and Technology*, 23 pp. 314-320.
- Zan, X., Zhang, C., Xu, B., Xue, Y. y Ren, Y. (2015) Distribution of polychaete assemblage in relation to natural environmental variation and anthropogenic stress. *Journal of Ocean University of China*, 14 (4), 749–758.
- Zertuche-González, J. A., Sosa-Nishizaki, O., Vaca Rodriguez, J. G., del Moral Simanek, R., Yarish, C., y Costa-Pierce, B. A. (2008). Marine science assessment of capture-based tuna (*Thunnus orientalis*) Aquaculture in the Ensenada Region of Northern Baja California, México.

ANEXOS

Tabla 14. Abundancia relativa de las especies de poliquetos durante las campañas Bight 1998 y 2018, se muestran el orden propuesto por (SCAMIT 2012)

Bight 2018		Bight 1998	
Especie	%	Especie	%
<i>Chloeia pinnata</i>	0.41	<i>Chloeia pinnata</i>	0.10
<i>Dorvillea (Dorvillea) moniloceras</i>	0.02	<i>Leodice americana</i>	0.10
<i>Dorvillea (Schistomeringos) longicornis</i>	0.02	<i>Eunice mucronata</i>	0.02
<i>Parougia caeca</i>	0.11	<i>Errano lagunae</i>	0.07
<i>Pettiboneia sanmatiensis</i>	0.01	<i>Lumbrinerides platypygos</i>	0.24
<i>Protodorvillea gracilis</i>	0.72	<i>Lumbrineris cruzensis</i>	0.17
<i>Leodice americana</i>	0.10	<i>Lumbrineris japonica</i>	0.02
<i>Marphysa disjuncta</i>	0.05	<i>Lumbrineris latreilli</i>	0.36
<i>Eranno lagunae</i>	1.20	<i>Lumbrineris ligulata</i>	0.48
<i>Lumbrinerides platypygos</i>	0.51	<i>Lumbrineris limicola</i>	0.02
<i>Lumbrineris cruzensis</i>	0.04	<i>Ninoe tridentata</i>	0.02
<i>Lumbrineris japonica</i>	0.11	<i>Scoletoma tetraura</i>	0.29
<i>Lumbrineris latreilli</i>	0.34	<i>Arabella iricolor</i>	0.02
<i>Lumbrineris ligulata</i>	0.02	<i>Drilonereis falcata</i>	0.29
<i>Lumbrineris limicola</i>	0.05	<i>Drilonereis longa</i>	0.02
<i>Scoletoma tetraura</i>	0.81	<i>Notocirrus californiensis</i>	0.19
<i>Drilonereis falcata</i>	0.31	<i>Diopatra ornata</i>	1.92
<i>Notocirrus californiensis</i>	0.02	<i>Diopatra splendidissima</i>	0.12
<i>Diopatra ornata</i>	0.02	<i>Diopatra tridentata</i>	1.30
<i>Diopatra tridentata</i>	0.11	<i>Diopatra sp</i>	0.07
<i>Diopatra sp</i>	0.01	<i>Hyalinoecia juvenalis</i>	0.24
<i>Hyalinoecia juvenalis</i>	0.04	<i>Mooreonuphis exigua</i>	0.12
<i>Mooreonuphis exigua</i>	0.74	<i>Mooreonuphis nebulosa</i>	0.19
<i>Mooreonuphis nebulosa</i>	0.39	<i>Mooreonuphis segmentispadix</i>	0.02
<i>Mooreonuphis segmentispadix</i>	0.90	<i>Mooreonuphis sp SDI</i>	0.02
<i>Nothria occidentalis</i>	0.49	<i>Onuphis eremita parva</i>	0.12
<i>Onuphis elegans</i>	0.42	<i>Onuphis iridescens</i>	0.17
<i>Onuphis eremita parva</i>	0.04	<i>Onuphis multiannulata</i>	0.17
<i>Onuphis iridescens</i>	0.64	<i>Onuphis sp A</i>	2.33
<i>Onuphis sp A</i>	0.61	<i>Paradiopatra parva</i>	0.94
<i>Paradiopatra parva</i>	4.04	<i>Rhamphobrachium longisetosum</i>	0.14
<i>Aphrodita refulgida</i>	0.06	<i>Acoetes pacifica</i>	0.05

<i>Lepidasthenia longicirrata</i>	0.01	<i>Aphrodita sp A</i>	0.05
<i>Harmothoe hirsuta</i>	0.01	<i>Lepidasthenia longicirrata</i>	0.02
<i>Malmgreniella baschi</i>	0.05	<i>Malmgreniella baschi</i>	0.14
<i>Malmgreniella macginitiei</i>	0.27	<i>Malmgreniella macginitiei</i>	0.10
<i>Malmgreniella nigralba</i>	0.02	<i>Malmgreniella nigralba</i>	0.02
<i>Malmgreniella sanpedroensis</i>	0.02	<i>Malmgreniella sp A</i>	0.10
<i>Malmgreniella scriptoria</i>	0.06	<i>Tenonia priops</i>	0.29
<i>Malmgreniella sp A</i>	0.07	<i>Pholoe glabra</i>	0.43
<i>Tenonia priops</i>	0.10	<i>Pholoides asperus</i>	0.07
<i>Pholoe glabra</i>	0.39	<i>Sigalion spinosus</i>	1.03
<i>Pholoides asperus</i>	0.04	<i>Sthenelais fusca</i>	0.02
<i>Pisione sp b</i>	0.22	<i>Sthenelais tertiaglabra</i>	0.05
<i>Sigalion spinosus</i>	0.85	<i>Sthenelais verruculosa</i>	0.07
<i>Sthenelais berkeleyi</i>	0.01	<i>Sthenelanella uniformis</i>	1.82
<i>Sthenelais tertiaglabra</i>	0.04	<i>Glycera americana</i>	0.05
<i>Sthenelais verruculosa</i>	0.05	<i>Glycera macrobranchia</i>	0.05
<i>Sthenelanella uniformis</i>	1.05	<i>Glycera nana</i>	0.24
<i>Glycera americana</i>	0.24	<i>Glycera oxycephala</i>	0.62
<i>Glycera macrobranchia</i>	0.19	<i>Glycinde armigera</i>	0.05
<i>Glycera nana</i>	0.12	<i>Goniada brunnea</i>	0.07
<i>Glycera oxycephala</i>	0.82	<i>Goniada littorea</i>	0.02
<i>Glycinde armigera</i>	0.47	<i>Goniada maculata</i>	0.60
<i>Goniada annulata</i>	0.05	<i>Podarkeopsis glabrus</i>	0.07
<i>Goniada brunnea</i>	0.41	<i>Gymnonereis crosslandi</i>	0.05
<i>Goniada littorea</i>	0.16	<i>Nereis sp A</i>	0.72
<i>Goniada maculata</i>	0.16	<i>Nereis pelagica</i>	0.02
<i>Heteropodarke heteromorpha</i>	0.05	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	0.05
<i>Micropodarke dubia</i>	0.22	<i>Hermundura fauveli</i>	0.02
<i>Oxydromus pugettensis</i>	0.02	<i>Sigambra setosa</i>	0.02
<i>Podarkeopsis glabrus</i>	0.14	<i>Eusyllis habei</i>	0.07
<i>Alitta succinea</i>	0.09	<i>Eusyllis transecta</i>	0.02
<i>Ceratocephale loveni</i>	0.01	<i>Odontosyllis fragilis</i>	0.02
<i>Gymnonereis crosslandi</i>	0.21	<i>Exogone lourei</i>	0.36
<i>Neanthes acuminata Cmplx</i>	0.02	<i>Syllis heterochaeta</i>	0.17
<i>Nereis latescens</i>	0.01	<i>Syllis sp SD1</i>	0.02
<i>Nereis sp A</i>	0.36	<i>Syllis sp</i>	0.02
<i>Nicon moniloceras</i>	0.06	<i>Aglaophamus verrilli</i>	0.36
<i>Platynereis bicanaliculata</i>	0.24	<i>Nephtys caecoides</i>	0.53
<i>Hermundura fauveli</i>	0.00	<i>Nephtys ferruginea</i>	0.38
<i>Syllides mikeli</i>	0.02	<i>Eulalia levicornuta</i>	0.02

<i>Streptosyllis sp SD1</i>	0.04	<i>Eumida longicornuta</i>	0.17
<i>Proceraea sp E18</i>	0.02	<i>Nereiphylla sp 2</i>	0.07
<i>Eusyllis habeii</i>	0.02	<i>Phyllodoce hartmanae</i>	0.24
<i>Eusyllis transecta</i>	0.06	<i>Phyllodoce longipes</i>	0.31
<i>Odontosyllis phosphorea</i>	0.31	<i>Phyllodoce pettiboneae</i>	0.19
<i>Opisthodonta SD2</i>	0.29	<i>Owenia collaris</i>	0.79
<i>Exogone lourei</i>	0.61	<i>Neosabellaria cementarium</i>	0.02
<i>Parexogone breviseta</i>	0.06	<i>Acromegalomma pigmentum</i>	0.31
<i>Salvatoria californiensis</i>	0.01	<i>Chone mollis</i>	1.70
<i>Sphaerosyllis californiensis</i>	0.14	<i>Chone sp</i>	0.02
<i>Eurysyllis spicum</i>	0.01	<i>Dialychnone albocincta</i>	0.12
<i>Syllis farallonensis</i>	0.01	<i>Dialychnone trilineata</i>	0.05
<i>Syllis heterochaeta</i>	0.30	<i>Dialychnone veleronis</i>	0.65
<i>Syllis hyperioni</i>	0.02	<i>Euchone arenae</i>	0.05
<i>Syllis sp SD1</i>	0.04	<i>Euchone incolor</i>	0.07
<i>Syllis sp SD2</i>	0.06	<i>Jasmineira sp B</i>	0.70
<i>Aglaophamus erectans</i>	0.19	<i>Paradialychnone ecaudata</i>	0.02
<i>Aglaophamus verrilli</i>	0.02	<i>Paradialychnone harrisae</i>	0.02
<i>Bipalponephtys cornuta</i>	0.16	<i>Potamethus sp A</i>	0.10
<i>Nephtys caecoides</i>	0.30	<i>Magelona berkeleyi</i>	0.14
<i>Nephtys ferruginea</i>	0.62	<i>Magelona sp A</i>	0.02
<i>Nephtys simoni</i>	0.15	<i>Poecilochaetus johnsoni</i>	0.91
<i>Nephtys sp SD2</i>	0.27	<i>Poecilochaetus martini</i>	0.07
<i>Sphaerodoropsis biserialis</i>	0.05	<i>Dipolydora giardi</i>	0.29
<i>Sphaerodorum papillifer</i>	0.02	<i>Dipolydora socialis</i>	0.02
<i>Eteone brigittae</i>	0.06	<i>Dipolydora sp</i>	0.31
<i>Eteone leptotes</i>	0.06	<i>Dispio uncinata</i>	0.02
<i>Eteone pigmentata</i>	0.04	<i>Laonice cirrata</i>	0.41
<i>Eulalia californiensis</i>	0.02	<i>Laonice nuchala</i>	0.14
<i>Eulalia levicornuta Cmplx</i>	0.05	<i>Malacoceros indicus</i>	0.05
<i>Eumida longicornuta</i>	0.07	<i>Paraprionospio alata</i>	2.26
<i>Eumida tubiformis</i>	0.17	<i>Prionospio dubia</i>	2.86
<i>Hesionura coineaui difficilis</i>	0.31	<i>Prionospio jubata</i>	1.54
<i>Sige sp A</i>	0.11	<i>Prionospio lighti</i>	0.02
<i>Nereiphylla ferruginea Cmplx</i>	0.01	<i>Prionospio pygmaeus</i>	0.14
		<i>Scolecopsis (Scolecopsis)</i>	
<i>Nereiphylla sp SD1</i>	0.04	<i>occidentalis</i>	0.02
<i>Nereiphylla sp SD2</i>	0.04	<i>Spiophanes berkeleyorum</i>	0.22
<i>Paranaitis polynoides</i>	0.02	<i>Spiophanes duplex</i>	11.76
<i>Phyllodoce groenlandica</i>	0.02	<i>Spiophanes kimballi</i>	7.92

<i>Phyllodoce hartmanae</i>	0.21	<i>Spiophanes norrisi</i>	2.02
<i>Phyllodoce longipes</i>	0.27	<i>Spiophanes wigleyi</i>	0.17
<i>Phyllodoce pettiboneae</i>	0.32	<i>Aphelochaeta glandaria</i>	0.14
<i>Galathowenia pygidialis</i>	0.06	<i>Aphelochaeta monilaris</i>	0.05
<i>Myriochele gracilis</i>	0.15	<i>Aphelochaeta sp</i>	0.05
<i>Myriochele striolata</i>	0.04	<i>Caulleriella alata</i>	0.05
<i>Myriowenia californiensis</i>	0.01	<i>Chaetozone armata</i>	0.14
<i>Owenia collaris</i>	0.14	<i>Chaetozone corona</i>	1.70
<i>Neosabellaria cementarium</i>	0.01	<i>Chaetozone hartmanae</i>	0.43
<i>Sabellaria gracilis</i>	0.04	<i>Chaetozone senticosa</i>	0.07
<i>Acromegalomma pigmentum</i>	0.06	<i>Chaetozone setosa</i>	1.82
<i>Acromegalomma splendidum</i>	0.04	<i>Cirriformia cf spirabanchia</i>	0.24
<i>Dialychone albocincta</i>	0.75	<i>Kirkegaardia cryptica</i>	0.48
<i>Dialychone trilineata</i>	0.19	<i>Kirkegaardia sibilina</i>	0.60
<i>Dialychone veleronis</i>	1.31	<i>Kirkegaardia tesselata</i>	0.17
<i>Euchone arenae</i>	0.07	<i>Brada pilosa</i>	0.12
<i>Euchone hancocki</i>	0.00	<i>Pherusa neopapillata</i>	0.14
<i>Euchone incolor</i>	0.09	<i>Trophoniella harrisae</i>	0.05
<i>Jasmineira sp B</i>	0.29	<i>Sternaspis affinis</i>	2.69
<i>Myxicola sp</i>	0.02	<i>Amage anops</i>	0.02
<i>Paradialychone bimaculata</i>	0.01	<i>Amage scutata</i>	0.86
<i>Paradialychone ecaudata</i>	0.02	<i>Ampharete finmarchica</i>	0.10
<i>Paradialychone harrisae</i>	0.17	<i>Ampharete labrops</i>	0.96
<i>Paradialychone paramollis</i>	0.17	<i>Ampharetidae sp SD1</i>	0.07
<i>Potamethus sp A</i>	0.02	<i>Amphicteis mucronata</i>	0.02
<i>Heterospio catalinensis</i>	0.04	<i>Amphicteis scaphobranchiata</i>	0.96
<i>Magelona berkeleyi</i>	0.10	<i>Amphisamytha bioculata</i>	0.36
<i>Magelona hartmanae</i>	0.04	<i>Anobothrus gracilis</i>	0.34
<i>Magelona hobsonae</i>	0.05	<i>Asabellides lineata</i>	0.12
<i>Magelona longicornis</i>	0.04	<i>Eclysippe trilobata</i>	1.25
<i>Magelona sacculata</i>	1.31	<i>Lysippe sp A</i>	0.43
<i>Magelona sp B</i>	0.02	<i>Lysippe sp B</i>	0.98
<i>Poecilochaetus johnsoni</i>	0.20	<i>Sabellides manriquei</i>	0.17
<i>Poecilochaetus martini</i>	0.15	<i>Samytha californiensis</i>	0.10
<i>Poecilochaetus sp</i>	0.02	<i>Schistocomus sp A</i>	0.07
<i>Carazziella sp A</i>	0.01	<i>Melinna heterodonta</i>	0.02
<i>Dipolydora caulleryi</i>	0.01	<i>Melinna oculata</i>	1.61
<i>Dipolydora giardi</i>	0.01	<i>Pectinaria californiensis</i>	3.31
<i>Dipolydora socialis</i>	0.06	<i>Amaeana occidentalis</i>	1.10
<i>Dispia sp SD1</i>	0.17	<i>Polycirrus californicus</i>	0.02

<i>Laonice nuchala</i>	0.46	<i>Polycirrus sp A</i>	0.29
<i>Laonice cirrata</i>	0.71	<i>Polycirrus sp</i>	0.02
<i>Malacoceros indicus</i>	0.02	<i>Eupolytmia heterobranchia</i>	0.02
<i>Microspio pigmentata</i>	0.86	<i>Lanassa venusta venusta</i>	0.02
<i>Paraprionospio alata</i>	2.64	<i>Lanice conchilega</i>	0.02
<i>Prionospio dubia</i>	4.05	<i>Loimia sp A</i>	0.02
<i>Prionospio jubata</i>	4.32	<i>Phisidia sanctaemariae</i>	5.02
<i>Prionospio lighti</i>	0.19	<i>Pista alata</i>	0.14
<i>Prionospio multibranchiata</i>	0.22	<i>Pista estevanica</i>	0.22
<i>Prionospio pygmaeus</i>	0.07	<i>Pista moorei</i>	0.02
<i>Pygospio californica</i>	0.01	<i>Pista wui</i>	0.70
<i>Spio maculata</i>	0.25	<i>Streblosoma crassibranchia</i>	0.10
<i>Spiophanes berkeleyorum</i>	0.70	<i>Streblosoma sp B</i>	0.41
<i>Spiophanes duplex</i>	8.50	<i>Terebellides californica</i>	1.56
<i>Spiophanes kimballi</i>	6.49	<i>Terebellides reishi</i>	0.05
<i>Spiophanes norrisi</i>	3.21	<i>Terebellides sp Type C</i>	0.07
<i>Spiophanes wigleyi</i>	0.04	<i>Terebellides sp Type D</i>	0.07
<i>Macrochaeta sp A</i>	0.05	<i>Trichobranchus hancocki</i>	0.43
<i>Aphelochaeta glandaria</i>	1.47	<i>Spiochaetopterus costarum</i>	0.05
<i>Aphelochaeta monilaris</i>	0.20	<i>Decamastus gracilis</i>	0.24
<i>Aphelochaeta phillipsi</i>	0.06	<i>Mediomastus sp</i>	0.26
<i>Aphelochaeta tigrina</i>	0.09	<i>Notomastus hemipodus</i>	0.31
<i>Aphelochaeta williamsae</i>	0.24	<i>Notomastus latericeus</i>	0.12
<i>Aphelochaeta sp LA1</i>	0.54	<i>Axiothella rubrocincta</i>	0.07
<i>Aphelochaeta sp SD5</i>	0.05	<i>Clymenella complanata</i>	0.05
<i>Caulleriella acuta</i>	0.01	<i>Clymenura gracilis</i>	0.41
<i>Caulleriella hamata</i>	0.02	<i>Euclymeninae sp A</i>	2.98
<i>Caulleriella pacifica</i>	0.04	<i>Petaloclymene pacifica</i>	2.28
<i>Chaetozone armata</i>	0.09	<i>Praxillella pacifica</i>	2.06
<i>Chaetozone columbiana</i>	0.14	<i>Notoproctus pacificus</i>	0.12
<i>Chaetozone commonalis</i>	0.01	<i>Maldane sarsi</i>	0.19
<i>Chaetozone corona</i>	0.31	<i>Metasychis disparidentatus</i>	0.84
<i>Chaetozone hartmanae</i>	1.72	<i>Praxillura maculata</i>	0.10
<i>Chaetozone hedgpethi</i>	0.10	<i>Rhodine bitorquata</i>	0.36
<i>Chaetozone lunula</i>	0.04	<i>Ophelina acuminata</i>	0.05
<i>Chaetozone SD2</i>	0.04	<i>Nainereis cf grubei</i>	0.02
<i>Chaetozone SD3</i>	0.01	<i>Phylo felix</i>	0.02
<i>Chaetozone SD5</i>	0.47	<i>Scoloplos acmeceps</i>	0.05
<i>Chaetozone SD7</i>	0.27	<i>Scoloplos armiger</i>	0.53
<i>Kirkegaardia cryptica</i>	0.77	<i>Aricidea (Acmira) catherinae</i>	0.12

<i>Kirkegaardia serratiseta</i>	0.05	<i>Aricidea (Acmira) rubra</i>	0.02
<i>Kirkegaardia sibilina</i>	1.31	<i>Aricidea (Acmira) simplex</i>	0.53
<i>Kirkegaardia tessellata</i>	0.07	<i>Aricidea (Aricidea) wassi</i>	0.05
		<i>Aricidea (Aricidea)</i>	
<i>Kirkegaardia sp SD9</i>	0.25	<i>pseudoarticulata</i>	0.14
<i>Brada pilosa</i>	0.05	<i>Aricidea (Strelzovia) antennata</i>	0.05
<i>Brada pluribranchiata</i>	0.06	<i>Aricidea (Strelzovia) hartleyi</i>	0.02
<i>Diplocirrus sp SD1</i>	0.01	<i>Aricidea (Strelzovia) sp SD1</i>	0.02
<i>Trophoniella harrisae</i>	0.21	<i>Cirrophorus branchiatus</i>	0.02
<i>Sternaspis affinis</i>	0.90	<i>Levinsenia gracilis</i>	0.02
<i>Amage anops</i>	0.96	<i>Levinsenia kirbyae</i>	0.07
<i>Amage scutata</i>	0.05	<i>Paradoneis lyra</i>	0.34
<i>Ampharete finmarchia</i>	0.16	<i>Scalibregma californicum</i>	0.12
<i>Ampharete labrops</i>	0.19	<i>Travisia brevis</i>	0.10
<i>Ampharetidae sp SD1</i>	0.05	<i>Travisia gigas</i>	0.05
<i>Amphicteis mucronata</i>	0.06		
<i>Amphicteis scaphobranchiata</i>	1.03		
<i>Amphisamytha bioculata</i>	0.09		
<i>Anobothrus gracilis</i>	0.04		
<i>Asabellides lineata</i>	0.10		
<i>Eclysippe trilobata</i>	2.07		
<i>Lysippe sp A</i>	0.12		
<i>Lysippe sp B</i>	0.40		
<i>Sabellides manriquei</i>	0.05		
<i>Samytha californiensis</i>	0.12		
<i>Sosane occidentalis</i>	0.06		
<i>Sosanopsis sp A</i>	0.01		
<i>Melinna heterodonta</i>	0.01		
<i>Melinna oculata</i>	0.14		
<i>Pectinaria californiensis</i>	0.12		
<i>Amaeana occidentalis</i>	0.15		
<i>Polycirrus californicus</i>	0.16		
<i>Polycirrus sp A</i>	0.56		
<i>Polycirrus sp OC1</i>	0.04		
<i>Polycirrus sp SD3</i>	0.04		
<i>Polycirrus sp</i>	0.02		
<i>Lanassa gracilis</i>	0.04		
<i>Lanassa venusta venusta</i>	0.41		
<i>Phisidia sanctaemariae</i>	0.30		
<i>Pista brevibranchiata</i>	0.22		
<i>Pista estevanica</i>	0.83		
<i>Pista moorei</i>	0.40		

<i>Pista wui</i>	1.21
<i>Streblosoma crassibranchia</i>	0.02
<i>Streblosoma sp B</i>	0.22
<i>Streblosoma sp C</i>	0.02
<i>Streblosoma sp</i>	0.02
<i>Terebellides californica</i>	0.07
<i>Terebellides sp Type C</i>	0.01
<i>Trichobranchus hancocki</i>	0.10
<i>Chaetopterus variopedatus Cmplx</i>	0.01
<i>Phyllochaetopterus limicolus</i>	0.50
<i>Phyllochaetopterus prolifica</i>	0.12
<i>Spiochaetopterus costarum Cmplx</i>	1.12
<i>Capitella capitata Cmplx</i>	0.07
<i>Decamastus gracilis</i>	0.10
<i>Mediomastus acutus</i>	0.11
<i>Notomastus hemipodus</i>	0.62
<i>Notomastus latericeus</i>	0.32
<i>Notomastus lineatus</i>	0.16
<i>Notomastus magnus</i>	0.04
<i>Cossura candida</i>	0.07
<i>Cossura sp A</i>	0.09
<i>Clymenella complanata</i>	0.01
<i>Clymenella sp A</i>	0.01
<i>Clymenella sp SD1</i>	0.09
<i>Clymenura gracilis</i>	0.41
<i>Euclymeninae sp A</i>	1.82
<i>Isocirrus longiceps</i>	0.01
<i>Petaloclymene pacifica</i>	0.46
<i>Praxillella gracilis</i>	0.51
<i>Praxillella pacifica</i>	0.61
<i>Notoproctus pacificus</i>	0.10
<i>Maldane sarsi</i>	0.29
<i>Metasychis disparidentatus</i>	0.19
<i>Nicomache lumbricalis</i>	0.04
<i>Petaloproctus neoborealis</i>	0.01
<i>Praxillura maculata</i>	0.01
<i>Rhodine bitorquata</i>	0.49
<i>Armandia brevis</i>	0.05
<i>Ophelia pulchella</i>	0.02
<i>Ophelina acuminata</i>	0.04
<i>Ophelina pallida</i>	0.07
<i>Ophelina sp SD1</i>	0.40

<i>Polyophthalmus pictus</i>	0.01
<i>Leitoscoloplos pugettensis</i>	0.74
<i>Scoloplos acmeceps</i>	0.04
<i>Scoloplos armiger Cmplx</i>	0.54
<i>Aricidea (Acmira) catherinae</i>	0.10
<i>Aricidea (Acmira) cerrutii</i>	0.01
<i>Aricidea (Acmira) lopezi</i>	0.21
<i>Aricidea (Acmira) rubra</i>	0.01
<i>Aricidea (Acmira) simplex</i>	0.74
<i>Aricidea (Acmira) sp SDI</i>	0.10
<i>Aricidea (Aricidea) pseudoarticulata</i>	0.16
<i>Aricidea (Strelzovia) antennata</i>	0.49
<i>Aricidea (Strelzovia) sp A</i>	0.04
<i>Cirrophorus furcatus</i>	0.12
<i>Levinsenia gracilis</i>	0.01
<i>Levinsenia kirbyae</i>	0.02
<i>Paradoneis eliasoni</i>	0.01
<i>Paradoneis lyra</i>	0.29
<i>Paradoneis spinifera</i>	0.37
<i>Paradoneis sp SDI</i>	0.19
<i>Paraonides platybranchia</i>	0.06
<i>Asclerocheilus kudenovi</i>	0.02
<i>Scalibregma californicum</i>	0.81
<i>Travisia brevis</i>	0.22
<i>Travisia gigas</i>	0.04
<i>Travisia pupa</i>	0.17
