

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



ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE LA COMUNIDAD DE
POLIQUETOS BENTICOS Y SU RELACIÓN CON FACTORES
FISICO-QUIMICOS DEL SEDIMENTO EN 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 OCEANOGRAFIA COSTERA

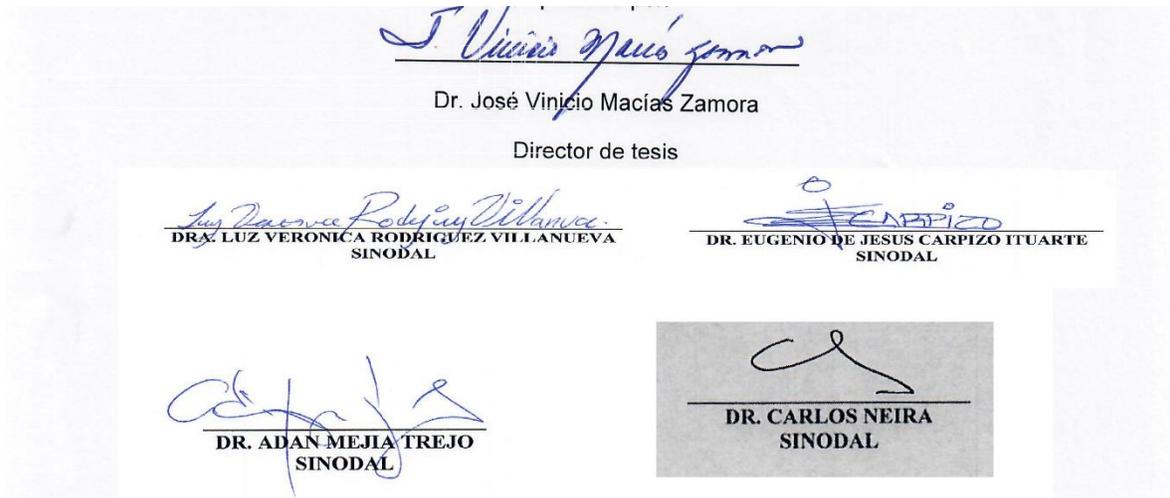
PRESENTA

ARTURO ALVAREZ AGUILAR

Ensenada, Baja California, México Agosto 2017

ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE LA COMUNIDAD DE POLIQUETOS
BÉNTICOS Y SU RELACIÓN CON FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS DEL
SEDIMENTO EN LA FRANJA COSTERA TIJUANA-ENSENADA, BAJA
CALIFORNIA MÉXICO

Resumen aprobado por:



Resumen

En el presente estudio se analizaron los cambios espacio-temporales de los poliquetos bénticos y su relación con aspectos físico-químicos del sedimento marino, en la franja costera Tijuana-Ensenada. Se recolectaron muestras de sedimento marino en un intervalo de 6-200 m de profundidad, en los años; 1998 (72 estaciones); 2003 (67 estaciones) y 2013 (80 estaciones) utilizando una draga Van Veen 0.1m². Se analizó la macrofauna béntica y las variables ambientales en términos del contenido de la fracción limo-arcillosa del sedimento (%<63µm), porcentaje de carbono orgánico (%CO) y la concentración de metales (Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn y Fe). Interanualmente la fracción fina del sedimento pasó de un valor promedio cercano a 35% en los años 1998 y 2003 a 23.7% en 2013. El valor promedio de %CO a nivel regional incrementó de 1998 a 2013 (0.41-0.64%). Los sitios enriquecidos en alguno(s) de los metales medidos fueron localizados en las inmediaciones de las descargas continentales de aguas residuales o de arroyos y en las estaciones profundas (>100 m). El número de sitios enriquecidos disminuyó

drásticamente en 2013. Para detectar las variables ambientales más importantes en la estructura ambiental del área de estudio, se realizaron análisis de componentes principales (PCA). Los dos primeros componentes explicaron 67.7% de la variación en 1998; 72% en 2003 y 81% en 2013. Las variables que destacaron fueron la fracción fina del sedimento, %CO, cobalto y plomo. Se identificaron a nivel de familia un total de 59,373 poliquetos, (el 6% correspondió al año 1998; 16% al 2003 y el 78% al 2013), pertenecientes a 47 familias de poliquetos. La abundancia promedio incrementó de 1998 a 2013 (50.9 -577.9 organismos/0.1m²). En 2013 se registró una alta abundancia y frecuencia de las familias Spionidae, Chaetopteridae y Phyllodocidae, principalmente en las inmediaciones de la planta de tratamiento Binacional y de Punta Bandera. Los organismos suspensívoros y los depositívoros de superficie fueron los grupos funcionales dominantes representando entre el 55 y 65 % de la fauna en 1998 y 2003, mientras que para 2013 su contribución incrementó a cerca del 85%. La estructura comunitaria definida en términos de diversidad (H'), equidad (J') y dominancia (D') indicaron un status ecológico moderado a malo en las inmediaciones a las descargas de aguas residuales de las plantas de tratamiento, arroyos y actividades antropogénicas (e.g. ranchos atuneros). El análisis Bio-Env indicó que la combinación de variables ambientales que mejor explicaron el patrón biótico en 1998 fueron el %CO y Cu; en 2003 la profundidad, %CO, Co y Zn; y en 2013 el Mn y Fe. El análisis Permanova mostró que las variables ambientales medidas y la composición faunística tuvieron diferencias significativas entre los años ($P < 0.001$) y entre las zonas en cada año de muestreo ($0.001 \leq P \leq 0.01$). Los cambios en las variables ambientales medidas y en la estructura comunitaria podrían estar relacionados a nivel regional con el fenómeno de El Niño y la transición a condiciones de sequía. Mientras que a nivel local podrían relacionarse con las descargas de las plantas de tratamiento, arroyos y actividades antropogénicas en la zona de estudio.

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

**“ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE LA COMUNIDAD DE
POLIQUETOS BENTICOS Y SU RELACIÓN CON FACTORES
FISICO-QUIMICOS DEL SEDIMENTO EN LA FRANJA COSTERA
TIJUANA-ENSENADA, BAJA CALIFORNIA MÉXICO”**

TESIS

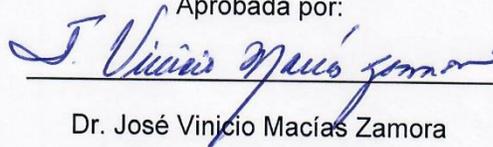
QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS PARA
OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

Presenta

ARTURO ALVAREZ AGUILAR

Aprobada por:



Dr. José Vinicio Macías Zamora

Director de tesis



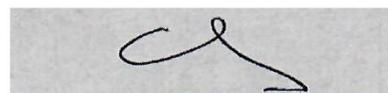
DR. LUZ VERÓNICA RODRÍGUEZ VILLANUEVA
SINODAL



DR. EUGENIO DE JESUS CARPIZO ITUARTE
SINODAL



DR. ADAN MEJIA TREJO
SINODAL



DR. CARLOS NEIRA
SINODAL

Ensenada, Baja California, México Agosto 2017

Dedicatoria

A Evangelina Castillo Olguín,

Agradecido por siempre, por tu infinita paciencia y amor, me es complicado pensar si hubiera logrado la culminación del presente trabajo yo solo, de lo que estoy seguro es que estoy eternamente agradecido de culminar este logro a tu lado.

A Iker Alvarez Castillo

Tal vez no lo supiste, ni te enteraste pero créeme le diste un brillo a mi vida desde que supe que venias en camino, abrazos.

A mi madre “Petrita” gracias por tu infinito amor y apoyo

A mi padre “Cata” y a Lucy agradecido por siempre

A mi hermano Cesar y mi sobrino Axel, abrazos

A la familia Castillo Olguín (Vange-AI) por su infinita paciencia, amor, apoyo y cariño.

A la familia Castillo Osorio (Bere-AI-II, Regis y AI-III) por el cariño y todos los momentos que hemos compartido.

A todos mis antepasados, la lucha ha dado frutos y la lealtad tiene un nuevo significado.

‡ En memoria de Salomón Hernández Alonso “Don Salo”

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma de Baja California , a la Facultad de Ciencias Marinas y al Instituto de Investigaciones Oceanológicas por brindarme la oportunidad y el lugar donde realizar mis estudios de posgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para poder desarrollar el presente proyecto de investigación.

A mi tutor el Doctor José Vinicio Macías Zamora, por su infinita paciencia y apoyo a lo largo de este trayecto, ya que me brindó la oportunidad de regresar al ámbito académico y sobre todo tener un crecimiento científico y humanístico.

A la Dra. Verónica Rodríguez-Villanueva, sin duda la presente obra es resultado de su impulso, motivación y perseverancia, desde el primer día que nos conocimos y hasta la fecha, por lo que seguro es el inicio de una serie de proyectos a realizar.

Al Dr. Adán Mejía Trejo, por su gran disposición y apoyo, en la revisión del manuscrito y por sus acertados comentarios. Sin duda su apoyo en todos los sentidos me motivo a seguir adelante en los momentos más críticos.

Al Dr. Eugenio de Jesús Carpizo Ituarte, por su gran apoyo desde el proceso de mi ingreso al programa de posgrado, durante mi estancia y hasta la culminación del mismo. Su visión progresista siempre agilizó el avance del proyecto.

Al Dr. Carlos Neira, por haber aceptado ser parte del comité de tesis, por dar su punto de vista objetivo y en algunas ocasiones hasta polémico, pero que siempre fue enriquecedor.

A la Dra. Nancy Ramírez Álvarez, por su gran amistad, apoyo logístico y motivación (muy a su estilo) en el desarrollo de la presente tesis, así como por haber compartido sus conocimientos de contaminación y química conmigo.

Al Dr. Félix Augusto Hernández Guzmán, no tengo palabras para expresar mi agradecimiento y admiración hacia ti, infinitas gracias.

Al Dr. José Luis Sánchez Osorio, por su gran apoyo y amistad, desde mí llegada a Ensenada.

A Ricardo Martínez Lara, por brindarme su amistad y confianza, sus acertados comentarios y sugerencias, mejoraron la presentación del proyecto.

A la Dra. Adriana Gisel Gonzalez Silvera, por su amistad y apoyo en mis dudas sobre imágenes satelitales y fitoplancton.

A Cristina y Roxana, por sus atenciones, amistad y apoyo, así como palabras de aliento en los momentos más difíciles.

A Lucero y los “Tabascos” por su amistad y por hacer la última fase del doctorado más amena.

A mis amigos y compañeros del IIO especialmente a Mao y Sandra

A José Manuel Burciaga y Efred Mendiola por su apoyo y por compartir su buen humor siempre.

A Anita y Ollin, cuya amistad es un tesoro, mil gracias por todos los momentos que vivimos juntos en Ensenada.

Un agradecimiento especial a la Dra. Vivianne Solís Weiss, Dr. Pablo Hernández-Alcántara y Dr. Alejandro Granados Barba, por mostrarme el mundo de los poliquetos.

A mis amigos y excompañeros del laboratorio de poliquetos: Danny, Marianita, Isma, Paco, Karina, Dianiz, Sarita, Cacho, Nayeli, Ricardo y Margarita, por su apoyo aún en la distancia.

A Jorge Alberto Cruz Bastida, aunque lejos siempre cercano.

A Mari Carmen y Miguel, por sus atenciones, amistad y brindarme la oportunidad de tener un lugar a donde llegar, al inicio del doctorado.

A todos y cada uno de las personas maravillosas que tuve la oportunidad de conocer desde mi llegada a Ensenada, daría una lista incompleta la cual no tiene sentido, pero en verdad agradecido por siempre.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
HIPÓTESIS.....	4
Objetivo general.....	5
Objetivos particulares.....	5
ANTECEDENTES.....	6
ÁREA DE ESTUDIO.....	13
MATERIAL Y MÉTODOS.....	23
RESULTADOS.....	36
DISCUSIÓN.....	98
CONCLUSIONES.....	108
LITERATURA CITADA.....	109

Lista de tablas

Tabla 1.- Plantas de tratamiento de aguas residuales con influencia en la franja costera Tijuana-Ensenada.

Tabla 2.- Características de las zonas en que fue dividida el área de estudio.

Tabla 3.- Interpretación de la representación NMDS de acuerdo su estrés.

Tabla 4.- Valores de referencia de R para interpretar la prueba ANOSIM

Tabla 5.- Familias de poliquetos registradas en los tres años de muestreo. *Familias que no fueron comunes en los tres años de muestreo.

Tabla 6.- Familias de poliquetos dominantes, en términos de abundancia y frecuencia.

Tabla 7.- Familias que contribuyeron a la formación de agrupamientos en Bight 1998.

Tabla 8.- Familias que contribuyeron a la formación de agrupamientos en Bight 2003.

Tabla 9.- Familias que contribuyeron a la formación de agrupamientos en Bight 2013.

Tabla 10.-Comparación de los agrupamientos obtenidos, los valores de R resultado del análisis (ANOSIM) para la prueba de similitud dentro los agrupamientos obtenidos en cada año de muestreo están por encima de la diagonal. Los valores en la diagonal son los porcentajes de similitud dentro de los agrupamientos (SIMPER); los valores por debajo de la diagonal son los porcentajes de disimilitud entre agrupamientos.

Tabla 11.- Resultados del análisis BIO-ENV entre la matriz de abundancia de familias y las variables ambientales en cada año de muestreo ($p < 0.01$).

Tabla 12.- resultados del análisis Permanova para las comparaciones entre zonas por cada año de muestreo.

Lista de figuras

Figura 1.- Mapa del área de estudio.

Figura 2.- Batimetría de la zona de estudio, realizada con datos satelitales de topografía y gravedad extraídos de http://topex.ucsd.edu/cgi-bin/get_data.cgi

Figura 3.- Ejemplos de dragas en condiciones de muestreo aceptables e inaceptables (modificado de Tetra Tech 1986).

Figura 4.- Fracción limo-arcillosa (% <math> < 63\mu\text{m}</math>) del sedimento A) diagramas de caja B) mapas de distribución por año.

Figura 5.- Porcentaje de carbono orgánico (% CO) en la zona de estudio. A) Diagramas de caja B) mapas de distribución por año.

Figura 6.- Diagramas de caja de las concentraciones de metales medidos. La línea punteada indica los valores de ERL

Figura 7.- Normalización de metales para la determinación de sitios enriquecidos.

Figura 8.- Mapa de distribución de los sitios enriquecidos en uno o más metales traza.

Figura 9.- Análisis PCA con los tres muestreos incluidos A) estaciones etiquetadas por año. B) estaciones etiquetadas por estrato de profundidad.

Figura 10.- Análisis PCA de Bight 1998. Estaciones etiquetadas por zona y estrato

Figura 11.- Análisis PCA de Bight 2003. A) Estaciones etiquetadas por zona y estrato.

Figura 12.- Análisis PCA de Bight 2013. A) Estaciones etiquetadas por zona y estrato.

Figura 13.- número total de poliquetos registrados en cada año de muestreo.

Figura 15.- Mapa de distribución de la abundancia de poliquetos (orgs./0.1m²) en Bight 2003.

Figura 16.- Mapa de distribución de la abundancia de poliquetos (orgs./0.1m²) en Bight 2013.

Figura 17.- Mapa de distribución de la riqueza de familias de poliquetos en Bight 1998.

Figura 18.- Mapa de distribución de la riqueza de familias de poliquetos en Bight 2003.

Figura 19.- Mapa de distribución de la riqueza de familias de poliquetos en Bight 2013.

Figura 20.- Diversidad (H'); Equidad (J') y Dominancia (D') en las zonas norte, centro y sur en Bight 1998. Las estaciones están ordenadas de menor a mayor profundidad, las líneas punteadas señalan los estratos I-III.

Figura 21.- Diversidad (H'); Equidad (J') y Dominancia (D') en las zonas norte, centro y sur en Bight 2003. Las estaciones están ordenadas de menor a mayor profundidad, las líneas punteadas señalan los estratos I-III.

Figura 22.- Diversidad (H'); Equidad (J') y Dominancia (D') en las zonas norte, centro y sur en Bight 2013. Las estaciones están ordenadas de menor a mayor profundidad, las líneas punteadas señalan los estratos I-III.

Figura 23.- Índice de diversidad H' y su relación con el status de calidad ecológica.

Figura 24.- Ejemplo de las matrices que se utilizaron para obtener los grupos funcionales.

Figura.- 25 Grupos tróficos en los tres años de muestreo: suspensívoro (SF) depositívoro de superficie (SDF), depositívoro de subsuperficie (SSDF) herbívoro (H), carnívoro (C) y omnívoro (O).

Figura 26.- Grupos tróficos por estación de muestreo en Bight 1998. Las flechas indican zonas de descargas

Figura 27.- Grupos tróficos por estación de muestreo en Bight 2003. Las flechas indican zonas de descargas

Figura 28.- Grupos tróficos por estación de muestreo en Bight 2013. Las flechas indican zonas de descargas

Figura 29.- NMDS para cada año de muestreo. A-C Etiquetados por zona y estrato de profundidad. D-F Etiquetados por status de perturbación e indicando los grupos que se conformaron.

INTRODUCCIÓN

El término bentos proviene del griego ($\beta\acute{\epsilon}\nu\theta\omicron\varsigma$ / *benthos*) que literalmente quiere decir “fondo marino” se utiliza para referirse a la biota que habita en el fondo de los ecosistemas acuáticos. Particularmente la macrofauna (500 μm -5 cm) es una pieza clave en la cadena trófica (Gray & Elliot 2009) en los ecosistemas estuarinos y costeros, dada su importancia en la estructura y funcionamiento del ecosistema, estos organismos han sido considerados indicadores efectivos de las condiciones de hábitat (Gray & Elliot 2009; Neira *et al.*, 2014).

Los poliquetos juegan un papel importante en el funcionamiento de las comunidades bénticas, no solo por ser frecuentemente el taxón béntico numéricamente dominante, sino también por la gran diversidad de hábitos alimentarios que poseen (Giangrande *et al.*, 2005; Pocklington & Wells 1992; Chariton *et al.*, 2006).

Los metales traza son constituyentes naturales del ambiente y su concentración varía entre diferentes regiones geográficas, frecuentemente ocurren mezclados ya sea con otros metales o con compuestos orgánicos (Mendez *et al.*, 2010). En concentraciones enriquecidas son considerados contaminantes no degradables y bioacumulables (Pan & Wang, 2012).

En el bentos marino durante la interacción predador-presa puede ocurrir una transferencia trófica a partir de un hábitat con sedimentos enriquecidos en metales traza lo cual puede llegar a causar efectos eco-toxicológicos en las cadenas tróficas (Rainbow *et al.*, 2006).

Los ecosistemas marinos están bajo múltiples factores de estrés, los cuales varían en distribución e intensidad tanto en escala espacial como temporal (Burton & Johnston 2010; Harris & Heathwaite 2012), por lo que es importante la implementación de un monitoreo ambiental que permita dar seguimiento al estado de salud de los ecosistemas. El cual se debe ajustar a las preguntas a contestar, al presupuesto disponible y los *proxies* adecuados.

El monitoreo y evaluación de ecosistemas marinos se ha enfocado históricamente en recabar información física y química, aunque cada vez es más frecuente que

incluyan observaciones asociadas a las condiciones biológicas. Sin embargo, la evaluación de los ecosistemas es a menudo insuficiente debido a la escala y la calidad de las observaciones biológicas, con frecuencia no coinciden con las mediciones físicas y químicas disponibles (Dafforn *et al.*, 2016). Es por ello, que series de tiempo de buena calidad que aborden el estudio del bentos son extremadamente raras y valiosas y donde ha sido posible mantenerlas por 20 años o más llegan a ser una importante herramienta de investigación (Sommerfield *et al.*, 2014).

La región costera de la cuenca del sur de California (SCB), se extiende desde Point Conception en el sur de California y termina en Punta Colonet en Baja California, México. Es una de las zonas más densamente pobladas en los Estados Unidos de Norteamérica (Ranasinghe *et al.*, 2010). Las actividades de esta densa población humana introduce contaminantes provenientes tanto de fuentes puntuales y no puntuales a la zona costera, los cuales pueden causar un estrés en la biota (Gillett *et al.*, 2017). Por lo que la agencia de investigación ambiental SCCWRP (Southern California Coastal Water Research Project) ha coordinado y dado continuidad a un programa de monitoreo regional denominado "Bight". El cual inicio como un proyecto piloto en 1994 y posteriormente se implementó formalmente en 1998 con una periodicidad de 5 años (1998, 2003, 2008 y 2013). Dicho proyecto de monitoreo cubre SCB desde Point Conception hasta los límites de la frontera con México. A la fecha cuenta con la participación de alrededor de 100 organizaciones (Gillett *et al.*, 2017).

En la parte mexicana de SCB este esfuerzo se reduce a una sola institución (Instituto de Investigaciones Oceanológicas-Universidad Autónoma de Baja California) la cual inicio en 1998 su participación con SCCWRP en el monitoreo de SCB en la porción mexicana, con la evaluación de aspectos de la química del sedimento y la fauna de invertebrados macrobenticos en la plataforma continental. En los años 1998 y 2003 se continuo con el estudio de algunos aspectos de la química del sedimento (Macías-Zamora *et al.*, 2014; Macías-Zamora *et al.*, 2016). Sin embargo, la continuidad de los estudios de la fauna macrobéntica y por ende la integración de estos estudios con la química del sedimento se vio interrumpida

después de la primera participación. Lo que ha impedido dar un diagnóstico espacio-temporal de las tendencias de las condiciones del ambiente béntico en la parte mexicana del SCB en los últimos 15 años (1998-2013).

Esta interrupción en el estudio de los invertebrados macrobénticos en la zona se dio en medio de la proliferación de estudios moleculares en el campo de la biología, si bien estos son sumamente importantes han dejado un déficit de académicos, estudiantes tanto de licenciatura como de posgrado dedicados a los estudios taxonómicos y ecológicos del bentos marino. Desafortunadamente no se le ha dado la justa importancia a este tipo de estudios que bien pueden ser enriquecidos con las herramientas moleculares, pero estas últimas no pueden ser un sustituto de todo el trabajo taxonómico y ecológico, dada la enorme pérdida de información científica que esto representa.

En el periodo de 1998 a 2013 ocurrieron condiciones climáticas regionales particulares causadas por fenómenos oceanográficos como El Niño (ENSO) en sus diferentes etapas e intensidades así como una de las condiciones de sequía más severas en el último siglo la cual alcanzo su punto máximo en los años 2012-2014 (Griffin & Anchukaitis, 2014). Esta zona también ha experimentado un incremento poblacional considerable, que ha ocasionado un incremento en actividades económicas como: inmobiliaria, industriales, turísticas y portuarias. Lo que conlleva a un incremento en la descarga de contaminantes y mayor demanda de los servicios eco-sistémicos de la zona. Por lo que conocer la respuesta de esta zona costera tanto a los cambios naturales como antropogénicos, es crítico para la salud y el manejo sustentable de la región a largo plazo (Gary *et al.*, 2006).

El presente estudio determina los cambios espacio-temporales en el estado de perturbación del ambiente bentónico, en un período de 15 años de desarrollo económico de la franja costera Tijuana-Ensenada. Con la finalidad de responder a las siguientes preguntas ¿La salud del ambiente bentónico ha cambiado en los últimos 15 años? En caso de ser afirmativo ¿Qué factores han ocasionado dichos cambios?, ¿Cuáles son las zonas más afectadas? y ¿Cuáles serían las condiciones de referencia?

HIPÓTESIS

En la franja costera Tijuana-Ensenada ocurren alteraciones ambientales de origen natural y antropogénico que afectan la ecología de la zona costera tanto regional como localmente. Utilizando aspectos fisicoquímicos del sedimento marino y su relación con la estructura comunitaria de la fauna béntica de poliquetos se podrá determinar si la zona que inicialmente se considera como no alterada en la mayoría de su área, presenta ahora, algún cambio espacio-temporal.

Objetivo general

Analizar las variaciones espacio-temporales de los sedimentos marinos de la zona costera Tijuana-Ensenada durante las campañas oceanográficas Bight 1998, 2003 y 2013. Así como su relación con los posibles cambios espacio-temporales en la estructura de la comunidad de poliquetos, con la finalidad de determinar cambios espacio temporales en el estatus de perturbación de la zona costera.

Objetivos particulares

- 1) Determinar el tamaño de grano ($\% < 63 \mu\text{m}$), el porcentaje de carbono orgánico ($\% \text{CO}$) y las concentraciones de metales traza (Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), en los sedimentos colectados en los años 2003 y 2013.
- 2) Analizar las variaciones espacio-temporales del sedimento marino en términos del tamaño de grano ($\% < 63 \mu\text{m}$), porcentaje de carbono orgánico ($\% \text{CO}$) y las concentraciones de metales traza medidas.
- 3) Determinar los sitios de enriquecimiento en metales traza y analizar sus cambios espacio-temporales en la zona de estudio.
- 4) Identificar a nivel de familia los ejemplares de poliquetos recolectados durante las campañas "Bight 03" y "Bight 13" en la zona de estudio.
- 5) Analizar los cambios espacio-temporales a nivel de familia de la estructura comunitaria de poliquetos en términos de abundancia, riqueza, diversidad, equidad y dominancia.
- 6) Analizar los cambios espacio-temporales de los grupos funcionales de la comunidad de poliquetos
- 7) Determinar los cambios espacio-temporales en el status de perturbación de la zona de estudio en base a la estructura comunitaria de poliquetos.
- 8) Determinar las variables ambientales relacionadas con los cambios en la estructura comunitaria de poliquetos.

ANTECEDENTES

Metales traza

Las concentraciones de metales traza en la fracción fina (<63 μ m) de los sedimentos costeros fueron medidas desde Point Loma en California hasta Punta Salsipuedes en Baja California fueron analizados por Villaescusa-Celaya *et al.*, (2000). En esta zona los autores registraron concentraciones (en μ g/g) 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). Los autores se basaron en valores de referencia de sitios considerados como no contaminados en la cuenca del Bight y calcularon un factor de enriquecimiento con el que determinaron un enriquecimiento de Cr, Zn, Ni y Cu en la zona de descarga de la planta de tratamiento de Punta Bandera.

Muñoz-Barbosa *et al.*, (2004) llevaron a cabo un estudio sobre enriquecimiento de metales traza en sedimentos superficiales en la franja costera desde la línea fronteriza entre México y EUA hasta la bahía de Todos Santos. Basados en el cociente Metal/Fe (%) determinaron que no había asociación de las concentraciones de metales con las descargas de las plantas de tratamiento en la línea fronteriza, sin embargo si hubo un incremento en las razones: Ag/Fe, Cr/Fe, Cd/Fe, Cu/Fe, Pb/Fe y Ni/Fe en la Bahía de Todos Santos, el cual atribuyeron a la posible influencia de las descargas de dragados del Puerto de Ensenada y las plantas de tratamiento.

Un estudio sobre la distribución de mercurio en sedimentos superficiales de la Bahía de Todos Santos fue llevado a cabo por Gutiérrez-Galindo *et al.*, (2007) para evaluar el grado de impacto ambiental, sus resultados mostraron bajas concentraciones (10.8-63.5 ng/g) y ningún sitio enriquecido.

Posteriormente Gutiérrez-Galindo *et al.*, (2010) en esta misma bahía analizaron el enriquecimiento de plata y cadmio, sus resultados mostraron altas concentraciones de plata (0.051-0.071 μ g/g) y cadmio (1.9 μ g/g) asociadas a las actividades de dragado del puerto y zonas de surgencias, respectivamente. Sin embargo, en la

mayor parte de la bahía la distribución espacial de estos metales era muy similar a la del carbono orgánico y la fracción fina del sedimento, un gradiente de incremento conforme al aumento de la distancia a la costa.

Un diagnóstico de contaminación por metales traza en sedimentos de los Puertos del Sauzal y Ensenada fue realizado por Huerta-Díaz *et al.*, (2008) quienes basados en la proporción Metal/Aluminio determinaron que en el puerto de Ensenada las proporciones para: Pb, Co, Ni y Fe fueron mayores con respecto a las del puerto del Sauzal mientras que las proporciones de Cd, Cu, Mn y Zn fueron equivalentes en ambos puertos. Estos autores calcularon un factor de enriquecimiento basado en aluminio con el que detectaron un enriquecimiento en Pb y Zn mismo probablemente asociado a contaminación antropogénica y un enriquecimiento en Co y Cd probablemente asociado a la productividad primaria de la columna de agua.

En la Bahía de Todos Santos Muñoz-Barbosa *et al.*, (2012) analizaron el enriquecimiento por metales traza y su relación con el índice de adversidad biológica (propuesto por los autores) y definido como el cociente de la concentración del metal y el valor de ERL (Effect Range Low) definido por Long *et al.*, (1995). Para Cd Cu y Zn encontraron una correlación significativa ($p < 0.05$). Concluyendo que las concentraciones de Cd, Cu Ni y Zn no representaban un efecto adverso para la biota excepto en el puerto de Ensenada y en la zona depósito de dragados del puerto en las inmediaciones de la Isla de Todos Santos.

En general se puede observar que las concentraciones de metales traza registradas en la zona son aparentemente bajas. Sin embargo, representan una fuente de bioacumulación para el ciclo de vida de la fauna asociada al sedimento, particularmente en zonas de acumulación como las observadas en la Bahía de Todos Santos.

Invertebrados macrobénticos

En cuanto a los estudios sobre invertebrados macrobénticos, realizados en la zona estos se remontan al trabajo realizado por: Lizarraga-Partida (1974), quien utilizó a los poliquetos como indicadores de contaminación orgánica en la dársena portuaria de Ensenada. Estableció 5 grados de contaminación considerando las especies más abundantes. Indicando la necesidad de un seguimiento en la distribución de la comunidad de invertebrados macrobénticos.

Un estudio basado en el análisis de la distribución y abundancia de macroinvertebrados macrobénticos en el interior de la Bahía de Todos Santos fue realizado por La Secretaría de Marina (1983), sus resultados mostraron que las altas concentraciones de materia orgánica en la dársena portuaria y el aporte de sedimentos de origen terrígeno a través del arroyo Ensenada como los factores relacionados con la dominancia de especies de poliquetos reportadas en diversos trabajos como indicadores de contaminación (*e.g. Capitella complex* y *Paraprionospio pinnata*).

El efecto de la contaminación orgánica sobre la macrofauna béntica en el interior de la Bahía de Todos Santos fue estudiado por Donath-Hernández & Loya-Salinas (1989), quienes basados en una descripción numérica de la abundancia relativa de los organismos dominantes definieron un gradiente de perturbación desde la dársena portuaria de Ensenada donde determinaron dos zonas una clasificada como “dañada” y otra como “perturbada”, mientras que la zona hacia el estero de Punta Banda la definieron como “normal”.

El impacto de las aguas residuales industriales y domésticas sobre la comunidad de invertebrados macrobénticos en el interior de la bahía de Todos Santos sobre la isobata de 10 m fue abordado por Encalada-Fleites & Millán-Núñez (1990). Quienes basados en la composición faunística diferenciaron dos zonas, la zona 1 en las cercanías con los puertos del sauzal y Ensenada y que se caracterizó por la presencia de *Capitella complex*, *Armandia bioculata* y *Dorvillea (Schistomeringos)*

longicornis, poliquetos indicadores de contaminación orgánica. La zona 2 que abarco el resto de la costa fue dominada por el poliqueto *Apoprionospio pygmaea* y el Phylum Nemertea, característicos de zonas limpias.

Un análisis de los efectos de las aguas residuales sobre el patrón de distribución y abundancia de las comunidades bénticas en la zona intermareal de las playas arenosas de la Bahía de Todos Santos fue realizado por Jiménez-Pérez *et al.*, (1992). Su análisis definió una zona carente de vida macroscópica en la cercanía del efluente del arroyo del Gallo. Así como la diferenciación de dos grupos faunísticos, el primero ubicado en la playa de la dársena portuaria y el segundo en las playas municipales (lejanas a las descargas de aguas residuales) donde las especies más abundantes fueron: *Scolelepis squamata*, *Euzonus mucronata*, *Pseudopolydora kempii* y *Capitella* complex.

Un análisis de la composición y distribución de la comunidad de macroinvertebrados bénticos en el área costera de Point Loma en San Diego California hasta Playas de Tijuana en Baja California, fue realizado por Muñoz-Palacios (1993) en un intervalo de profundidad de 10-60 m. En su análisis el autor identificó siete asociaciones faunísticas que mostraron una correspondencia con el tipo de sedimento. *Tellima modesta*, *Dendraster excentricus*, *Ophelia limacina-Dendraster excentricus*, *Prionospio (Prionospio) jubata*, *Amphiodia urtica-Spiophanes dúplex*, *Caecum crebricinctum*, *Parvilucina tenuisculpta*. Recomendando dar seguimiento temporal mediante un monitoreo con la finalidad de detectar posibles cambios en la comunidad de invertebrados macrobénticos.

Un estudio de la composición y distribución de la macrofauna béntica sublitoral desde Point Loma en San Diego California hasta Punta San Miguel en Baja California, en un intervalo de profundidad de 16-1400 m fue realizado por Pérez-Peña (1994). Quien definió cuatro asociaciones faunísticas: *Caecum crebricinctum*, *Leitoscoloplos puggetensis-Chaetozone setosa*, *Protodorvillea gracilis* y *Mediomastus* sp. Esta última sugiere altas concentraciones de materia orgánica en

la mayor parte del área de estudio, por lo que el autor recomienda realizar un monitoreo de las comunidades de invertebrados bénticos y su relación con parámetros ambientales.

Un análisis de la estructura y composición de las familias de poliquetos bénticos en la Bahía de Todos Santos, en un intervalo de profundidad de 6-400 m, fue realizado por Rodríguez-Villanueva (1997) y Rodríguez-Villanueva *et al.*, (2000). En su estudio identificaron 45 familias, de las cuales en términos numéricos y de mayor a menor fueron: Spionidae, Capitellidae, Paraonidae, Cirratulidae, Maldanidae, Ampharetidae y Nephtyidae. El índice de diversidad de Shannon-Wiener osciló en un intervalo de 2.21-4.14, que junto con un análisis de predictibilidad de stress indicaron que el 70% de la bahía presentó condiciones favorables y estables, el 30% restante presentó valores bajos de diversidad, en áreas afectadas por el aporte de aguas residuales y actividades de dragado asociadas al puerto.

Estudios sobre macroinvertebrados bénticos y su relación con los parámetros físico-químicos del sedimento en la totalidad de la franja costera entre Tijuana y Punta Banda, fueron realizados por Rodríguez-Villanueva *et al.*, (2003) y Rodríguez-Villanueva (2005) estos autores observaron concentraciones de PCBs y PAHs por debajo del ERL pero concentraciones de DDTs y metales como el Cu, Ni y Zn por arriba del ERL. En conjunto mencionan que las mayores concentraciones de COPs y metales traza estaban asociadas a zonas de descargas de aguas residuales, donde también se observaron ensamblajes faunísticos oportunistas. Sin embargo, al igual que en el resto de las investigaciones llevadas a cabo en la zona, se carece de un seguimiento temporal.

Un análisis de la fauna de poliquetos en las inmediaciones de ranchos atuneros localizados en la Bahía de Salsipuedes en primavera del año 2003 y otoño de 2004 fue realizado por Díaz-Castañeda & Valenzuela-Solano (2009). Sus resultados mostraron que en el sedimento los porcentajes de carbono orgánico (0.2%-2.53%) y nitrógeno (0.02%-0.12%) ambos disminuyeron de norte a sur de la bahía. Contabilizaron 5765 organismos que correspondieron a 34 familias y 146 especies

de poliquetos. La diversidad de poliquetos (índice de Shannon-Wiener) osciló entre 2.26-3.4 bits/ind. Indicando a las familias Paraonidae, Cirratulidae, Spionidae y Capitellidae así como el grupo trófico de los sedimentívoros seguido de los carnívoros como dominantes en la zona. Por lo anterior los autores determinaron que aproximadamente el 80% de la zona presenta condiciones favorables y estables, mientras que el resto lo consideraron como moderadamente perturbado. Las variables ambientales principalmente relacionadas con la biomasa y abundancia de poliquetos fueron el contenido de carbono orgánico, nitrógeno oxígeno disuelto la fracción fina del sedimento y el potencial redox. Concluyen que probablemente los patrones de circulación oceánica favorecen la dispersión del exceso de materia orgánica derivada de las actividades de los ranchos atuneros. Algunos otros aspectos sobre el estudio de invertebrados marinos (que incluyeron poliquetos) han sido llevados a cabo en la zona, de cuales destacan:

Un estudio el establecimiento temprano de poliquetos en un sustrato artificial en una localidad cercana al estero Punta Banda en la Bahía de Todos Santos, durante un ciclo anual a 10 m de profundidad fue realizado por Díaz-Castañeda (2000). Las familias Nereididae y Serpulidae fueron las primeras familias en establecerse, al final del experimento se establecieron las familias: Polynoidae, Phyllodocidae, Terebellidae, Syllidae, Opheliidae y Serpulidae. Los principales grupos tróficos fueron filtradores y depositívoros.

Un análisis desde un punto vista biogeográfico la distribución geográfica de los macroinvertebrados del intermareal rocoso de las islas del pacífico de Baja California, fue realizado por Bedolla-Guzmán (2011). Quién determinó un total de 126 especies pertenecientes a los phylum: Mollusca, Arthropoda, Echinodermata, Annelida y Cnidaria. Esta autora determinó que los gradientes de temperatura y los patrones de circulación superficial oceánica fueron los principales factores que influyeron en la distribución geográfica de las especies y en la conformación de grupos biogeográficos.

Un estudio sobre el poliqueto y las bacterias asociadas a lesiones en la concha de abulón rojo (*Haliotis rufescens*) cultivados en el Ejido Eréndira fue llevado a cabo por Hernández-Mercado, (2016). Por medio de una identificación taxonómica y análisis de ADN identifico al poliqueto horador de la concha como el espionido *Boccardia proboscidea*. Las bacterias presentes en la lesión pertenecían al género *Vibrio*.

Los estudios realizados en la zona de estudio que han abordado aspectos químicos del sedimento o al estudio de las comunidades de macroinvertebrados bénticos en su mayoría se concentran en la Bahía de Todos Santos y han sido realizados en forma puntual, sin un seguimiento temporal. Los estudios previamente realizados sobre las comunidades de invertebrados macrobénticos, se limitaron a analizar algunos aspectos ecológicos a nivel de familias o especie de algunos grupos bénticos dominantes y en contados casos la respuesta de estos al enriquecimiento de materia orgánica, como disturbio antropogénico, sin abordar en su análisis temporal.

Los trabajos que han cubierto la totalidad del área de estudio e integrado aspectos fisicoquímicos del sedimento con las comunidades de invertebrados bénticos fueron realizados por Rodríguez-Villanueva *et al.*, (2003) y Rodríguez-Villanueva (2005). Mismos que son el punto de partida de la presente investigación, la cual busca darle un seguimiento temporal a nivel regional al estudio de los aspectos fisicoquímicos del sedimento y su relación con las comunidades de invertebrados macrobénticos en la franja costera Tijuana-Ensenada

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en la sección sur de SCB (Southern California Bight) en la zona costera del noroeste de Baja California (31.72°-32.56°N y 116.66°-117.33°O). Abarca desde la línea fronteriza México-EUA en Tijuana hasta Punta Banda, en Ensenada (Fig. 1).

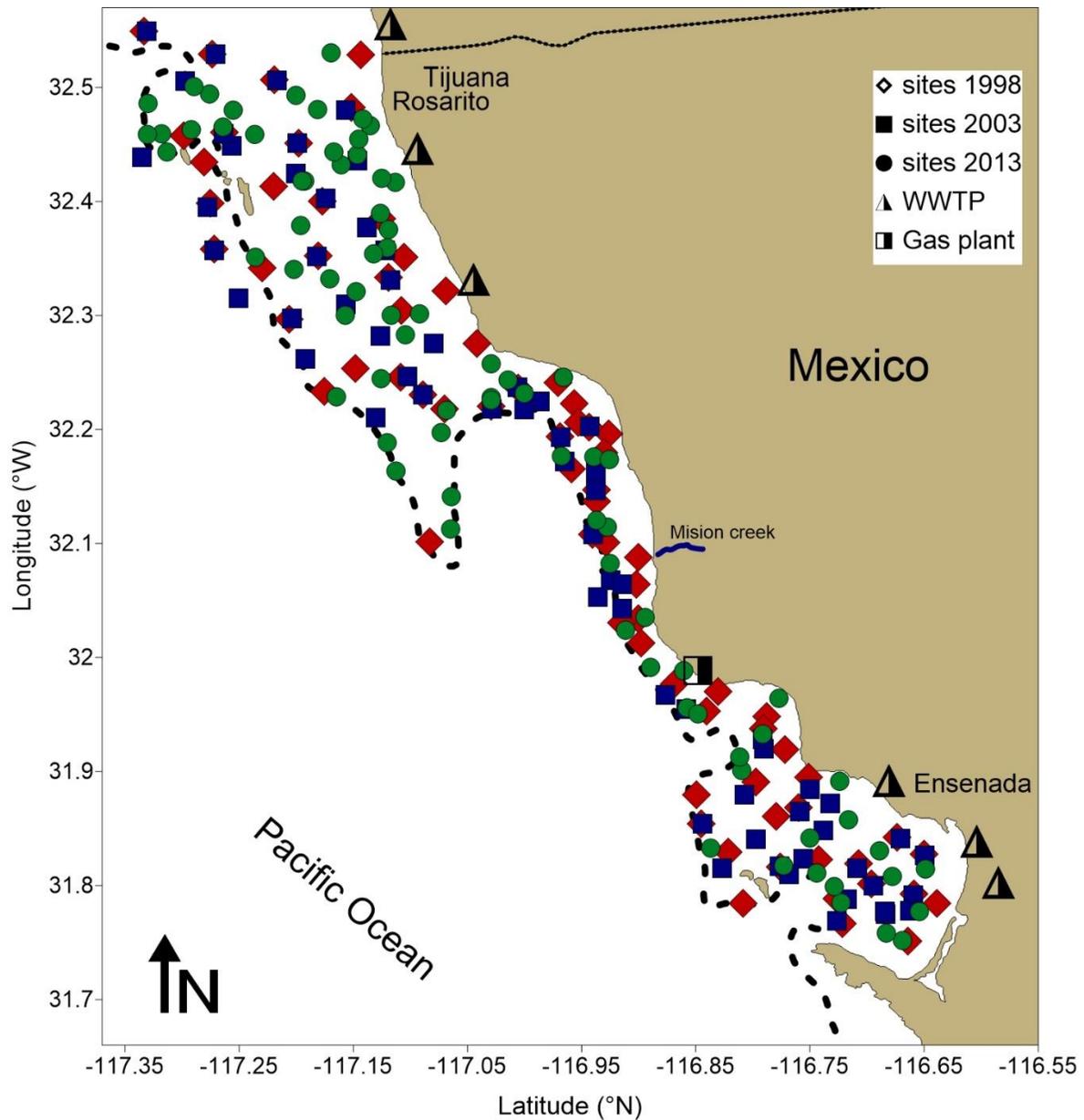


Figura 1.- Mapa del área de estudio.

Batimetría

La topografía de la zona de estudio es accidentada, presenta cuencas y cañones submarinos que actúan como trampas de sedimentos finos y material particulado provenientes de aguas de escurrimiento de descargas de aguas residuales o de actividades de dragado (Partida-Gutiérrez *et al.*, 2003).

En el norte de la zona de estudio, desde la línea fronteriza México-EUA hasta Punta Descanso se caracteriza por presentar una plataforma continental amplia y somera en la mayor parte de la misma (Fig. 2). En el área entre la línea fronteriza y las Islas Coronado la pendiente de la plataforma continental es suave y se pronuncia a partir de la isobata de los 50 m. La isobata de los 200 m sigue una dirección paralela a la costa, excepto al noroeste de las Islas Coronado donde presenta una irregularidad en su dirección al modificarla y formar una curvatura.

El área entre Punta Descanso y Punta Salsipuedes la isobata de 200 m se encuentra más cercana a la línea de costa, por lo que la plataforma continental se vuelve más angosta, haciendo que la mayor parte del área de esta zona este entre 200 y 500 m de profundidad. En el sur del área de estudio, desde Punta Salsipuedes a Punta Banda, la plataforma continental sigue siendo angosta hasta Bahía Salsipuedes donde la isobata de 200 m forma un cañón submarino. En la entrada norte de la Bahía de Todos Santos la plataforma continental se vuelve a ampliar. La mayor parte de esta bahía tiene una profundidad menor a 60 m, con excepción del cañón submarino que se localiza en la entrada sur donde la profundidad incrementa a 400 m.

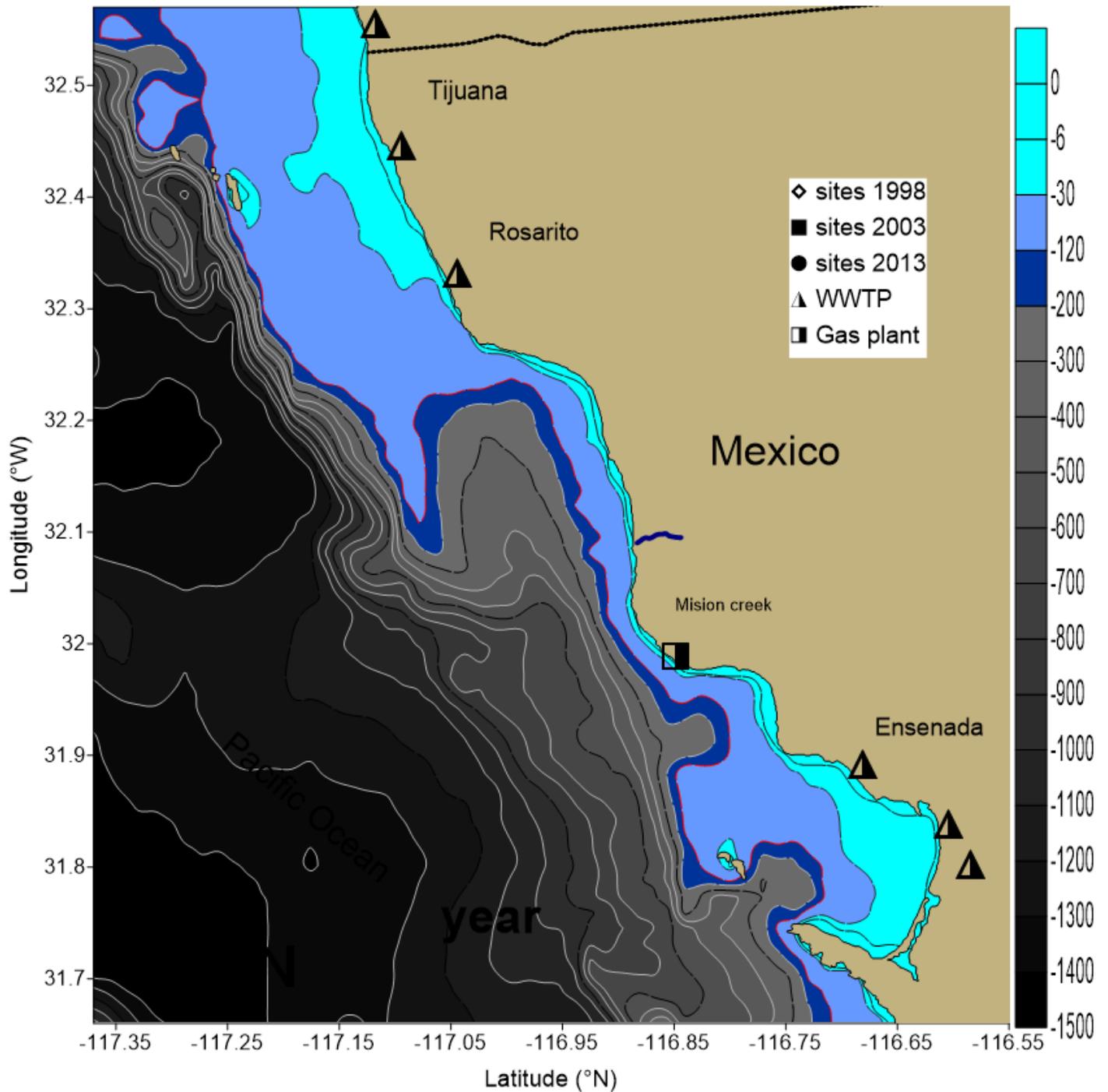


Figura 2.- Batimetría de la zona de estudio, realizada con datos satelitales de topografía y gravedad extraídos de http://topex.ucsd.edu/cgi-bin/get_data.cgi.

Fuentes puntuales de contaminación

Plantas de tratamiento

Esta región costera presenta seis fuentes principales y puntuales de entrada de contaminantes (Figura 2) la terminal de Petróleos Mexicanos en Rosarito (inició operaciones en 1964) y las plantas de tratamiento: Point Loma, Binacional, Punta Bandera, El Sauzal y El Gallo-El Naranjo. La mayoría de estas plantas entraron en operación entre la década de 1980 y 1990 (Tabla 1). Las plantas cuentan principalmente con un tratamiento primario, sin embargo en las plantas estadounidenses ya ha habido mejoras en el tratamiento como parte del programa Federal Clean Water Act (<https://www.sandiego.gov/mwwd/facilities/ptloma.>)

Tabla 1.- Plantas de tratamiento de aguas residuales con influencia en la franja costera Tijuana-Ensenada.

Planta de tratamiento	Descarga promedio (galones/día)	Tipo de tratamiento	Inicio de operaciones
Point Loma	175 millones	Primario	1963
Binacional	25 millones	Primario	1999
Punta Bandera	22 millones	Primario	1988
El Sauzal	2 millones	Primario	1990*
El Gallo-El Naranjo	6 millones	Primario ^G -Secundario ^N	1950* ^G 1999 ^N

*=inicios de la década, G=El Gallo, N=El Naranjo

Terminal regasificadora de gas natural

Una terminal de regasificación de gas natural localizada aproximadamente a 30 km al norte de la Bahía de Todos Santos, en Punta Salsipuedes, inicio operaciones en 2008 con una capacidad de 1 billón de pies cúbicos por día. En esta planta el gas es descongelado en ciertos procesos con agua de mar, misma que ya enfriada se vierte al océano lo que a corto, mediano y largo plazo ocasiona daños irreversibles a la flora y fauna marinas. (<http://www.jornada.unam.mx/2010/02/12/politica/021a2pol>). Aunado a ello las emisiones de esta terminal a la atmosfera, tienen el potencial de convertirla en una de las mayores fuentes de contaminación del aire en la zona (Powers, 2005).

Ranchos atuneros

En las costas de Ensenada durante la década de los ochentas dio inicio las actividades de Ranchos atuneros de atún aleta azul del Pacífico norte (*Thunnus orientalis*). Estos Ranchos iniciaron en 1983 con una concesión gubernamental para la actividad misma que para 2008 incrementó a 10 concesionarios, de los cuales ocho se encuentran dentro del área de estudio: En Islas Coronados (1), Isla Todos Santos (1), Bahía Salsipuedes (5) y Punta Banda (1). Estas concesiones se dan por un periodo de 20 a 50 años para operaciones de actividades de acuicultura (Zertuche-González *et al.*, 2008). En 2006 esta actividad exportó 4,350 MT de atún a un precio de \$17 000 dólares /MT (Bancomext 2005). Esta actividad aporta una gran cantidad de materia orgánica producto de la alimentación y las heces fecales de los atunes en hacinamiento, lo cual representa un riesgo para el bentos.

Otras fuentes de contaminación

Aunado a las fuentes previamente mencionadas existen otras fuentes de contaminación causada por arroyos y ríos que drenan en forma semi-permanente hacia la costa, así como descargas clandestinas y sin regulación distribuidas a lo largo de la costa (Rodríguez-Villanueva *et al.*, 2003).

Macías-Zamora *et al.*, (2016) indican que posiblemente los principales mecanismos de introducción de PBDEs en el sedimento marino ocurren después de la temporada de lluvias por escorrentía, las descargas de aguas residuales y la deposición atmosférica muy probablemente en ese orden de importancia. Dicha inferencia bien puede ser ampliada a la mayoría de los contaminantes que ingresan a la zona por estos mecanismos.

Clima

El clima en el noroeste de Baja California de acuerdo con la clasificación de Köppen es un clima templado mediterráneo en las costas del Pacífico y seco desértico hacia el Golfo de California, con presencia de lluvias en invierno. Las precipitaciones son escasas manteniéndose un promedio de 200 a 250 mm por año (Pavía 2004), mientras que la temperatura media es alrededor de 21-25 °C

Corrientes

SCB limita al oeste con el sistema de la Corriente de California (SCC) el cual se desprende del gran giro anticiclónico del Pacífico norte. La Corriente de California es una corriente somera, con un intervalo de 0-200 m de profundidad y con 200 a 400 km de ancho, corre paralela a la costa a una velocidad promedio igual o menor de 25 cm/s, por su origen subártico transporta agua de baja temperatura (10°C-20°C), salinidad (32.5-33.8) y alto contenido de oxígeno disuelto (Lynn & Simpson, 1987; Durazo *et al.*, 2010; Durazo, 2015).

La CC presenta una circulación estacional, esta va de norte a sur en primavera-verano, al final del verano y durante otoño la CC es menos intensa, y se intensifica una contra-corriente costera en dirección sur-norte denominada Contra Corriente de California (CCC) que es costera y con una estacionalidad intermitente (Lynn & Simpson, 1987; Durazo & Lavaniegos, 2005). El SCC también está constituido por la subcorriente de California (CU) que tiene un flujo subsuperficial (100-300 m) hacia el polo, por su origen en el hemisferio sur, es rica en nutrientes, alta salinidad y

pobre en oxígeno (Lynn & Simpson, 1987; Durazo & Lavaniegos, 2005; Durazo 2015).

Las características de las aguas del sistema de la corriente de California en Baja California son generalmente atribuidas a la presencia de tres masas de agua: el agua subártica, agua superficial subtropical y agua del pacifico ecuatorial. Cada una distinguible por sus características de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y contenido de nutrientes (Lynn & Simpson 1987). Aunque también hay una presencia significativa de agua con propiedades transicionales entre el agua subártica, agua subtropical superficial y agua tropical superficial al sur de la península de Baja California (Roden 1971).

Circulación costera

Figuroa-González, (2006) describe a una mayor resolución el campo medio de corrientes superficiales cercano a la costa desde San Diego California a Rosarito Baja California, menciona que la principal característica es un flujo con dirección al sureste, paralelo a la línea de costa, con una rapidez de 12 cm/s y homogéneo.

Mateos Farfán, (2010) identifico desde el sur de California hasta la Bahía de Todos Santos cuatro estructuras de circulación: una corriente asociada al Frente Ensenada (CoFe), un remolino anticiclónico (RA) al sur de la Isla San Clemente, la corriente costera superficial (CCS) y la contracorriente subsuperficial (CSS).

La CoFe es una estructura persistente a lo largo del año y sólo se oculta superficialmente en primavera-verano debido a la intensificación y separación de la costa de la CCS. La CSS también es también persistente y en verano emerge hasta la superficie pasando de 150 m a 50 m de profundidad. La CCS y la CSS son más intensas en primavera y verano debido a los frentes de densidad generados por las surgencias.

En la Bahía de Todos Santos, Mateos Farfán, (2010) determinó que la circulación consiste en la presencia de remolinos ciclónicos y anticiclónicos que evolucionan

(fusionándose, cambiando de sentido de circulación) a escalas temporales de alrededor de 2 días. La formación de los remolinos se debe a la geometría de la bahía y al desprendimiento de las corrientes en las salientes costeras. La evolución de estos remolinos se relaciona con la variabilidad de las corrientes en el exterior de la bahía.

El Niño

Las características físicas de la zona, a pequeña escala, están regidas por la topografía, pero los cambios ambientales generalmente son a gran escala, principalmente de tipo interanual como el fenómeno de El Niño ((Durazo & Baumgartner, 2002; Partida-Gutiérrez *et al.*, 2003).

Uno de los mayores fenómenos atmosfera-océano en el océano Pacífico es el Niño conocido como ENSO (por sus siglas en inglés "El Niño-Southern Oscillation). Este sistema atmosférico es conocido por controlar varios eventos biológicos no solo en el océano, sino por su influencia sobre la precipitación y por las escorrentías terrígenas en estuarios y zonas costeras (Warwick *et al.*, 2002).

En un año Niño las aguas superficiales ecuatoriales del Pacífico incrementan su temperatura considerablemente desde el meridiano 180° hasta las costas de Sudamérica. Esto es ocasionado al cambio de aire entre el hemisferio oriental y occidental en latitudes tropicales y subtropicales. En años Niño todo el océano Pacífico cambia. Normalmente en el sistema de surgencias en las costas de Perú aguas frías, ricas en nutrientes alcanzan la superficie, pero en años Niño este sistema se reduce y como resultado la producción de plancton y anchoveta declina drásticamente (Gray & Elliot 2009).

EL Niño 1997-1998

Los efectos del Niño en la Corriente de California incluyen un calentamiento local del agua superficial, cambios en la salinidad, disminución de surgencias en aguas costeras y anomalías de altitud en el nivel del mar (Baumgartner, 2002).

Evidencias de anomalías positivas en el nivel del mar en la región ecuatorial del oeste marcaron el inicio del evento del Niño 1997-1998 en febrero de 1997, en su fase más intensa se encontró evidencia de aguas con mayor temperatura y salinidad hasta una profundidad de 600 m en la región. Durante el Niño 1997-1998 la circulación ciclónica de la atmósfera, desplazó el núcleo de la CC hacia fuera de la costa y favoreció la intrusión de agua subtropical en la región costera de Baja California con dirección hacia el polo (Durazo & Baumgartner, 2002).

Aguas cercanas a la costa a 50 m de profundidad fueron hasta 8.7 °C más cálidas y hasta 0.8 (ups) más saladas que el año anterior, (ocasionando un hundimiento de la termoclina) estas condiciones prevalecieron hasta octubre de 1998 cuando las condiciones normales prácticamente se re-establecieron para dar paso posteriormente a las condiciones de La Niña que iniciaron en enero de 1999 (Baumgartner, 2002). Durante La Niña hay un regreso a las condiciones normales para posteriormente presentarse un enfriamiento en las costas de América (Sheinbaum & Sheinbaum, 2003).

EL Niño 2002-2003

En las costas de Baja California de octubre de 2002 a abril de 2003 se observaron relaciones anómalas entre la temperatura y la salinidad debidas a la fuerte presencia de agua de origen subártico, con baja salinidad y baja temperatura, en los 100 m superiores de la columna de agua. Por debajo de los 100 m de profundidad, mediciones físicas sugirieron condiciones que indican la presencia de un evento El Niño débil (Durazo & Lavaniegos, 2005). En el SCC la influencia de El Niño fue identificada de julio de 2002 a enero de 2003 por la presencia de agua fría y menos

salada cercana a la superficie y un débil calentamiento a inicios de 2003 (Venrick *et al.*, 2003), para mayo de este último año las anomalías cálidas se habían disipado completamente (McPhaden, 2004). Durante el Niño 2002-2003 se detectó en el zooplancton un incremento en la presencia de quetognatos, los cuales presentaron un patrón similar al de El Niño 1997-1998 (Durazo & Lavaniegos, 2005).

Condiciones oceanográficas 2003-2013

En la costa oeste de Baja California (24°-31° N) de acuerdo al análisis de las anomalías en salinidad y temperatura en aguas superficiales derivada de observaciones en el período 1997-2008 Durazo, (2009) diferencia cuatro periodos de tiempo: (1) una fase salina y cálida que corresponde al Niño 1997-1998, (2) un periodo salino de 1999 a 2002; (3) aporte importante de agua subártica de baja salinidad en el periodo de tiempo de 2002-2006 y (4) una fase salina-baja salinidad (El Niño-La Niña) a finales de 2006 y principios de 2008. Sin embargo en aguas subsuperficiales (200 m) del año 2001 en adelante no detecto estos cuatro periodos.

Wells *et al.*, (2013) realizaron un análisis sinóptico de las condiciones regionales de la corriente de California desde el estado de Washington hasta Baja California, señalando que el SCC permanece en una fase fría y productiva de 2007 a 2012. Estos autores basados en el índice multivariado El Niño Southern Oscillation (MEI) (Wolter & Timlin 1998) señalan que hubo una transición de condiciones La Niña en verano de 2010 a enero de 2012. Sin embargo, para verano de 2012, MEI fue muy bajo para indicar un evento ENSO, los valores del índice indicaron condiciones neutrales para la primavera de 2013.

Si bien no hubo condiciones el Niño en alguna de sus fases en 2013, durante el período de 2012-2014 SCB experimento las condiciones de sequía más severas en el último siglo (Griffin & Anchukaitis, 2014). Lo que representa unas condiciones climáticas regionales particulares con respecto a los años previos, de las cuales se desconoce si tienen algún efecto en el bentos marino.

MATERIAL Y MÉTODOS

Trabajo de campo

Las obtención de las muestras de sedimento marino para el análisis de la fauna macrobéntica, el tamaño de grano ($\% < 63 \mu\text{m}$), contenido de carbono orgánico (%CO) y concentraciones de metales traza fueron recolectadas durante las campañas oceanográficas “BIGHT”, en los años; 1998 (BIGHT-98) en agosto-septiembre; 2003 (BIGHT-03) en diciembre y 2013 (BIGHT-13) en octubre de ese año. Esto como parte del programa regional simultáneo con SCCWRP, “Estructura de las Comunidades Bénticas de la Cuenca de las Californias” utilizando los mismos protocolos de muestreo y análisis de laboratorio, con la finalidad de obtener datos confiables y comparables con el resto de la cuenca.

Las campañas BIGHT-98 y BIGHT-13 se realizaron a bordo del buque oceanográfico “Alguita”, propiedad del Instituto ALGALITA con sede en Long Beach, California. Mientras que, la campaña BIGHT-03 se realizó a bordo del buque “BI-05 Suchiate” propiedad de la Armada de México. Se muestreó un total de 72 (1998), 66 (2003) y 80 (2013) estaciones en un intervalo de 6-200 m de profundidad.

Fue utilizado un diseño de muestreo estratificado al azar RTSD (Random Tessellation Stratified Design) el cual consideró la división latitudinal del área de estudio en norte, centro y sur.

El criterio para dividir la zona de estudio en tres secciones fue esencialmente por las diferencias en densidad de poblacional (Tabla 2), la amplitud de la plataforma continental y los cambios en circulación que existe en cada zona

Tabla 2.- Características de las zonas en que fue dividida el área de estudio.

Zona	Área (km²)	Población*	Municipio	Limites Norte-sur
Norte	922	1559 483	Tijuana	Línea Fronteriza-Punta Descanso
Centro	340	90 668	Playas de Rosarito	Punta Descanso-Punta Sasipuedes
Sur	435	466 814	Ensenada	Punta Salsipuedes-Punta Banda

*número de habitantes en el año 2010. Fuente: INEGI 2014

Con la finalidad de obtener muestras representativas de toda la plataforma continental, esta fue dividida en: interna (I= 6-30 m); media (II=31-120 m) y externa (III=121-200 m). El diseño de muestreo RTDS evita un enfoque sesgado en la evaluación de las condiciones ambientales ya que las muestras son distribuidas equitativamente en los estratos, debido al uso de un patrón espacial hexagonal para la localización de las estaciones de muestreo, lo cual minimiza el agrupamiento aleatorio de las muestras (Bergen 1996; Stevens 1997).

Se calculó que hubiera un número mínimo de muestra para cada una de estas zonas, cumpliendo con un supuesto de incertidumbre de 10% al tener por lo menos 20 muestras por cada zona (Stevens 1997).

Las muestras de material sedimentario fueron recolectadas con una draga Van-Veen (0.1 m²) la cual fue lanzada, hasta cumplir los siguientes criterios:

- Cierre correcto (sin obstrucciones)
- Penetración \geq 5 cm
- Sedimento sin lavar

En caso de realizar tres lances consecutivos y no cumplir alguno de estos criterios (Figura 3) la estación fue abortada.

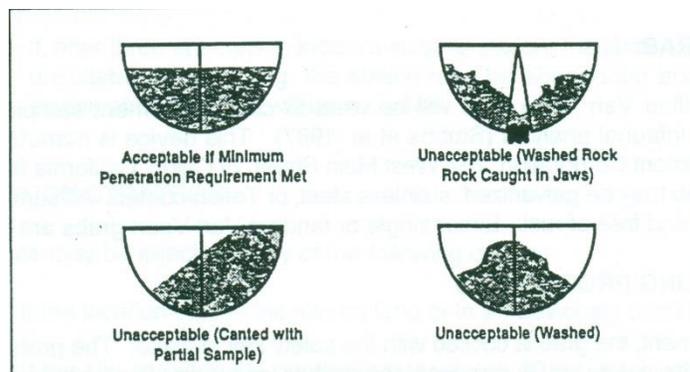


Figura 3.- Ejemplos de dragas en condiciones de muestreo aceptables e inaceptables (modificado de Tetra Tech 1986).

Se obtuvieron dos dragas, la primera fue utilizada en su totalidad para fines biológicos, por lo que el sedimento fue lavado y cernido a través de un tamiz de 1.0 mm de luz de malla. La macrofauna retenida fue colocada en una solución relajante de sulfato de magnesio ($MgSO_4$) por aproximadamente 30 minutos, para posteriormente ser fijada con formalina al 10% amortiguada con bórax.

En la segunda draga recolectada, una vez en cubierta de la parte central de la draga (solo de los 2 cm superficiales) se tomaron tres fracciones con tubos de polipropileno Falcon® de 50 ml, con la finalidad de caracterizar la fracción fina del tamaño de grano ($\% < 63\mu m$), determinar el contenido de carbono orgánico ($\%CO$) y las concentraciones de metales (Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn y Fe).

Todas las muestras fueron preservadas a $-10^{\circ}C$ evitando la exposición a la luz, para prevenir la oxidación fotoquímica de los compuestos orgánicos.

Trabajo de laboratorio

Tamaño de grano y contenido de carbono orgánico

Las determinaciones de los parámetros granulométricos y químicos del sedimento se realizaron en el laboratorio de química del Instituto de Investigaciones Oceanológicas.

En el laboratorio con la finalidad de remover la humedad de las muestras de sedimento, fueron sometidas a un proceso de liofilización. Posteriormente cada muestra se tamizó en seco con un tamiz de luz de malla de 1000 μm , entonces de acuerdo al método descrito por Daesslé *et al.*, (2002) y utilizando oxalato de sodio 0.004 M como agente dispersante se determinó el porcentaje de tamaño de grano del sedimento $<63\mu\text{m}$, por medio de un analizador láser/tungsteno de tamaño de partícula Marca Horiba (modelo LA-910).

En el caso de carbono orgánico las muestras fueron pre-tratadas con ácido clorhídrico al 0.1 M para remover el carbono inorgánico (e.g carbonatos). Sucesivamente, se pesaron 2 miligramos del material seco en capsulas de estaño para finalmente determinar el porcentaje de carbono orgánico (%CO) en un analizador elemental LECO (modelo CHNS-932).

Metales traza

Para el análisis de metales traza primero liofilizaron las muestras de sedimento con la finalidad de removerles la humedad. Una vez liofilizadas las muestras por medio de una digestión con ácidos (HNO_3 y HCl) se liberaron los metales de la materia orgánica, carbonatos y oxihidróxidos para extraer la fracción biodisponible de los metales traza de los sedimentos superficiales.

La digestión de los sedimentos se llevó a cabo en planchas de calentamiento, dentro de una campana de extracción. Fueron pesados aproximadamente 1.5 g de sedimento de cada muestra en vasos de precipitado de cristal de 30 ml, a los cuales se les agregaron 3 ml de HNO_3 y 10 ml de HCl grado metal traza.

Para evitar reacciones violentas durante el calentamiento se dejó que la mezcla de ácidos y el sedimento permanecieran a temperatura ambiente durante 12 horas. Posteriormente se digirieron durante cinco horas a reflujo constante a una temperatura de $95 \pm 5^\circ\text{C}$ (con vidrio de reloj sobre cada vaso). Inmediatamente

después la solución se transfirió a tubos de centrifuga y se aforaron a 20 ml con agua desionizada.

La cuantificación de metales (Co, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) se realizó por medio de un espectrómetro de absorción atómica Agilent 240FS AA. Para evaluar la calidad de los procedimientos analíticos utilizados en la presente investigación, simultáneamente con las muestras se analizarán los sedimentos estándar MESS-3 y PACS-2 NRC (National Research Council of Canada).

Material biológico

El lavado, preservación e identificación de la macrofauna béntica se realizó en la Colección de Invertebrados Marinos del Instituto de Investigaciones Oceanológicas (CIMIO). Para retirar el exceso de formol de las muestras de sedimento, estas fueron lavadas con agua corriente bajo campana de extracción. Con la finalidad de minimizar la pérdida de organismos durante el lavado se utilizó un tamiz de 500 μm de luz de malla. Una vez lavadas las muestras, estas fueron preservadas en alcohol etílico al 70% en frascos debidamente etiquetados.

La extracción de los invertebrados marinos del sedimento se llevó a cabo con ayuda de un microscopio estereoscópico, pinzas de disección y cajas Petri. Los invertebrados fueron colocados en frascos previamente rotulados con los datos de cada estación de muestreo. Inicialmente la identificación taxonómica de los organismos fue a nivel de grandes grupos: poliquetos, moluscos, equinodermos, crustáceos y misceláneos (invertebrados ocasionales).

En el laboratorio se realizó un riguroso análisis de las características morfológicas de los organismos mediante el uso de microscopio estereoscópico, pinzas y agujas de disección y bisturí. En algunos casos fue necesario realizar disecciones y preparaciones temporales (utilizando porta y cubre objetos) de los ejemplares para determinar características morfológicas bajo microscopio óptico, así como tinciones con azul de metileno y verde de metilo en búsqueda de patrones de pigmentación

que permitieran corroborar la familia y la especie a la que pertenecían los poliquetos. Durante la identificación se consultó literatura especializada de revisiones y descripciones taxonómicas (Fauchald 1977, Blake *et al.*, 1997; Rouse & Pleijel 2001; de León González *et al.*, 2009) así como la asistencia a foros especializados de discusión con taxónomos especialistas de The Southern California Association of Marine Invertebrate taxonomists (SCAMIT).

Una vez identificados los poliquetos fueron colocados en alcohol al 70% en viales de vidrio tapados con algodón y sumergidos en alcohol dentro de frascos de vidrio con tapa para minimizar la desecación de los ejemplares. La identificación se realizó nivel de familia de los poliquetos de Bight 2003 y 2013, en el caso de los poliquetos del Bight 2013 se llevó la identificación a nivel de especies en el 80% de los poliquetos. En la presente investigación se utilizó el nivel a familia para poder realizar las comparaciones entre los diferentes muestreos.

Los ejemplares separados e identificados fueron depositados en la Colección de Invertebrados Marinos del Instituto de Investigaciones Oceanológicas (CIMIO).

Análisis de datos ambientales

La caracterización de los parámetros de: tamaño de grano ($\% < 63\mu\text{m}$), porcentaje de carbono orgánico ($\% \text{CO}$) y metales traza se realizó por medio de gráficos de caja y mapas de distribución. Los gráficos fueron realizados con el programa SIGMA PLOT (versión 12.5) y los mapas con el programa SURFER (versión 13.0) utilizando el método de interpolación suavizado “kriging”, el cual minimiza la varianza del error.

Enriquecimiento en metales traza

Para determinar el enriquecimiento de los metales traza en las muestras de sedimento, se elaboró una línea base Fe-metal, de acuerdo al método propuesto por Schiff & Weisberg (1999), las relaciones con la línea base representan la predicción a la cual es considerado una concentración natural, por lo que cualquier

concentración por arriba de los límites de la línea base representa un enriquecimiento.

Para cumplir con los requerimientos del método, se realizaron análisis de regresión entre cada metal medido y hierro, entonces se examinaron los residuales de la regresión y se llevó a cabo una prueba de normalidad (Kolmogorov-Smirnov). En caso que la distribución normal no fuera alcanzada, los sitios con valores residuales mayores a dos desviaciones estándar fueron eliminados y la regresión fue recalculada. El proceso de prueba de normalidad y selección de puntos “outlier” basado sobre residuales estandarizados fue iterado hasta que una distribución normal fue alcanzada. Para propósitos de comparación individual de las muestras en la línea base, se utilizó un intervalo de predicción del 99% como el límite para determinar contaminación (Schiff & Weisberg 1999).

Análisis multivariados

Para determinar las variables más importantes en la determinación de la estructura ambiental del área de estudio, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para cada año de muestreo, a partir de la matriz de datos ambientales, previamente normalizada. Esta técnica de ordenación multivariada está basada en varianzas-covarianzas y correlaciones. Lo cual permite que las muestras sean representadas por puntos en un espacio multidimensional para ser proyectadas en un gráfico de dos o tres dimensiones, las cuales absorben la mayor variación total del conjunto de muestras (Clarke & Gorley 2006).

Análisis de datos bióticos

Estructura comunitaria

Abundancia y riqueza de familias

Inicialmente como descriptores primarios de la comunidad de poliquetos se analizó la abundancia (N) definida como el número de organismo en 0.1 m² y la riqueza de

familias de poliquetos (S) definida como el número de familias por estación de muestreo.

Para analizar la relación de las abundancias de los individuos entre las familias y como esta abundancia es distribuida entre las familias en un ensamblaje, se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H'), de equidad de Pielou (J') y de dominancia de Simpson (D').

Índices de diversidad de Shannon-Wiener

Este índice históricamente fue utilizado en la teoría de la información y posteriormente se aplicó en ecología. Este índice básicamente mide el número de decisiones binarias (\log_2) que se deben tomar para decidir si un nuevo individuo pertenece a una especie diferente. Por lo que al incrementar el número de especies presentes, incrementa el valor de H' .

Es definido por la siguiente fórmula:

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

Donde:

$$p_i = n_i/N$$

n_i = es el número de individuos desde *ith* especie

N = es el número total de individuos

Para evaluar el estado de perturbación de las comunidades de poliquetos bénticos se utilizó la clasificación propuesta por Molvaer *et al.*, (1997) quienes establecen una relación entre los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener y diferentes niveles de calidad ecológica de acuerdo con Framework Directive (WFD, 2000/60/EC). Estatus alto $H' > 4$ bits por individuo; estatus bueno $3 < H' \leq 4$ bits por individuo; estatus moderado $2 < H' \leq 3$ bits por individuo; status pobre $1 < H' \leq 2$ bits por individuo; estatus malo ≤ 1 bits por individuo.

Índice de equidad de Pielou

Un aspecto importante en la medición de la diversidad es la determinación de la equidad. La cual fue determinada a partir del índice de equidad de Pielou. Este índice se obtiene de dividir el valor de la diversidad observada entre el máximo valor posible, es decir si teóricamente cada uno de los individuos pertenecieran a una especie diferente, por lo que el valor máximo de equidad es 1. Este índice se obtiene a partir de la siguiente fórmula:

$$J' = H'/H_{max}$$

Donde:

J' = índice de equidad de Pielou

H' = índice de diversidad de Shannon-Wiener

$H_{max} = \log S$

S = número de especies

Índice de dominancia de Simpson

El índice de Simpson toma en cuenta las tres especies más dominantes. La interpretación de este índice se basa en la probabilidad de elegir dos individuos al azar estos pertenezcan a la misma especie. (λ es siempre ≤ 1). Por lo que este índice es en esencia una medida de la dominancia y así fue utilizado en el presente estudio.

El índice de Simpson está dado por la siguiente fórmula:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

λ = índice de Simpson

p_i = la proporción de individuos de la *iesima* especie.

Grupos funcionales

Para conocer las características y funciones ecológicas que llevan a cabo las familias de poliquetos previamente identificadas se realizó una descripción de los grupos funcionales de los hábitos alimentarios de la comunidad de poliquetos, los grupos tróficos para cada familia fueron asignados a las siguientes categorías: suspensívoro (SF) depositívoro de superficie (SDF), depositívoro de subsuperficie (SSDF) herbívoro (H), carnívoro (C) y omnívoro (O). Estas categorías fueron basadas en el estudio de Fauchald & Jumars 1979 y Jumars *et al.*, 2015.

Las afinidades de las familias a las categorías fueron asignadas de acuerdo al procedimiento “fuzzy coding” (Chevenet *et al.*, 1994). Este procedimiento implica que la familia a asignar puede tener valores en más de una categoría. Una escala de cuatro fue utilizada: 0= ninguna afinidad; 1=baja importancia; 2= moderadamente alta importancia; 3=dominante. En casos donde más de una categoría fue relevante, los valores 1 y 2 fueron utilizados para dar una importancia relativa a cada uno. El valor de 3 fue utilizado únicamente cuando solo una categoría fue apropiada (Oug *et al.*, 2012). Una vez obtenida esta matriz, se realizó una multiplicación de matrices con la matriz de abundancia de familias en cada año.

Análisis Multivariados

Inicialmente se construyó una matriz de la abundancia de las familias por estación de muestreo, la cual fue transformada a partir de una raíz cuadrada. Esto con la finalidad de reducir las diferencias numéricas de las familias más abundantes de las familias raras y poder compararlas.

A partir de la matriz transformada se construyó una matriz de similitud a partir del índice de Bray-Curtis muy utilizado en el análisis de datos ecológicos, debido a que:

- Adquiere un valor de cero si dos muestras no tienen alguna especie en común
- No se ve afectado por cambios en la escala de la abundancia o biomasa
- Las dobles ausencias no tienen efecto en el cálculo del índice de similitud

$$D = \sum_{i=1}^s \left| \frac{x_{1j} - x_{2j}}{x_{1j} + x_{2j}} \right|$$

Donde:

D= Índice de Bray-Curtis

x_{1j}, x_{2j} = abundancias de las especie j en los sitios 1 y 2

s= número de especies

A partir de la matriz de similitud obtenida por medio del índice de Bray-Curtis, se obtuvo un dendrograma de similitud para comparar las afinidades faunísticas entre las estaciones de muestreo. Las familias que contribuyeron a la formación y definición de grupos en el dendrograma, fueron determinadas por un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). En forma complementaria se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para representar gráficamente la ordenación de las estaciones de muestreo en base a sus distancias de similitud de acuerdo a su composición faunística, ya que a menudo las estaciones asumen configuraciones orientadas a lo largo de un gradiente ambiental dominante.

La bondad de ajuste del nMDS se expresa mediante un valor de estrés (Tabla 3), el cual se refiere a la distorsión entre los intervalos de similitud expresados en la matriz obtenida a partir del índice de Bray-Curtis y sus correspondientes distancias en el gráfico de ordenación (Clarke & Warwick 2001).

Tabla 3.- Interpretación de la representación NMDS de acuerdo su estrés.

Estrés	Representación
<0.05	Buena representación, no hay una posibilidad de una interpretación errónea
0.051-0.1	Buena representación, con poca posibilidad de una interpretación errónea
0.11-0.20	Potencialmente útil, no se debe confiar demasiado en los detalles del gráfico, utilizar los resultados en conjunto con otros análisis
0.21-0.30	Utilidad dudosa
>0.30	Los puntos están cercanos a la arbitrariedad

Análisis ambientales-bióticos

A partir de las matrices de similitud obtenidas con el índice de Bray-Curtis, para los datos bióticos y distancias euclidianas, para los datos ambientales. Por medio del análisis BIO-ENV el cual consiste en la maximización de un intervalo de correlaciones entre ambas matrices, se determinaron los factores ambientales que mejor explicaron el patrón biótico.

Se analizaron en forma exploratoria mediante gráficos y estadística descriptiva las diferencias temporales entre los datos bióticos y abióticos obtenidos en los años 1998, 2003 y 2013. Posteriormente las diferencias significativas de la estructura comunitaria y las variables ambientales fueron evaluadas por un análisis ANOSIM (Análisis de similitud) un procedimiento análogo a un análisis de varianza (ANOVA) igualmente efectivo tanto para probar cambios en ensamblajes o similitudes bióticas como para datos ambientales (Clarke & Gorley, 2006). Por tanto, fue aplicado a las matrices de similitud previamente generadas para determinar por separado las diferencias temporales de los datos abióticos y los ensamblajes faunísticos de cada año.

En esta prueba se obtiene un valor de R si este es cercano a 0 la hipótesis nula no se rechaza. Las similitudes entre y dentro de los sitios será casi la misma. Si R es cercana a 1 todas las réplicas dentro de un nivel de factor son más similares entre sí que con cualquier otra repetición de diferente nivel de factor.

Tabla 4.- Valores de referencia de R para interpretar la prueba ANOSIM.

Valor de R	Hipótesis nula
$R \leq 0.250$	La hipótesis nula no se rechaza. No hay diferencias entre los niveles de un factor
$R \geq 0.750$	Se rechaza la hipótesis nula. Hay una diferencia significativa entre los niveles del factor
$0.251 < R < 0.749$	Los niveles de significancia deben ser considerados para interpretación. Si el nivel de significancia es $< 5\%$ ($p < 0.05$), entonces la significancia es frecuentemente asumida

Las diferencias espacio temporales en las variables ambientales y la estructura comunitaria de las familias de poliquetos fueron evaluadas utilizando un factor de diseño (el cual incluye año, zona) y análisis multivariado permutacional de varianza (Permanova). Este análisis fue realizado utilizando 1000 permutaciones.

Todos los análisis multivariados mencionados fueron obtenidos a partir del programa Primer V 6.0 y PERMANOVA+ (Anderson *et al.*, 2008). Todas las prueba de Permanova fueron calculadas utilizando un factor de diseño de 2: tiempo (3 niveles; fijo) y zona (3 niveles; fijo).

RESULTADOS

Sedimento (%<63 μ m)

La fracción limo-arcillosa del sedimento (%<63 μ m) registró un valor promedio alrededor de 35% en 1998 (34.27%) y 2003 (36.82%), promedio que disminuyó a 23.7% en el año 2013 (Fig.4).

En los tres años de muestreo la mayor parte de la zona de estudio se caracterizó por presentar sedimentos con un contenido limo-arcilloso que se mantuvo entre el 10 y el 50% (Fig. 4). En general sedimentos con un contenido menor al 10% fueron observados en la plataforma interna (<30 m) y sedimentos con un contenido entre el 50% y 90% fueron característicos de zonas profundas (>100 m). Sin embargo, entre los años de muestreo hubo variaciones en el patrón de distribución del contenido limo-arcilloso de los sedimentos.

En los años 1998 y 2003 en la zona norte, entre las plantas de tratamiento y las Islas Coronado, la plataforma se caracterizó por presentar sedimentos con un porcentaje limo-arcilloso menor al 10% por lo que los sedimentos fueron de tipo arenoso. En el año 2013 en esta misma zona el porcentaje de la fracción limo-arcillosa incrementó y se mantuvo en un intervalo de 10 al 50%. Con algunos parches de sedimentos arenosos (<10%) y finos (50-90%).

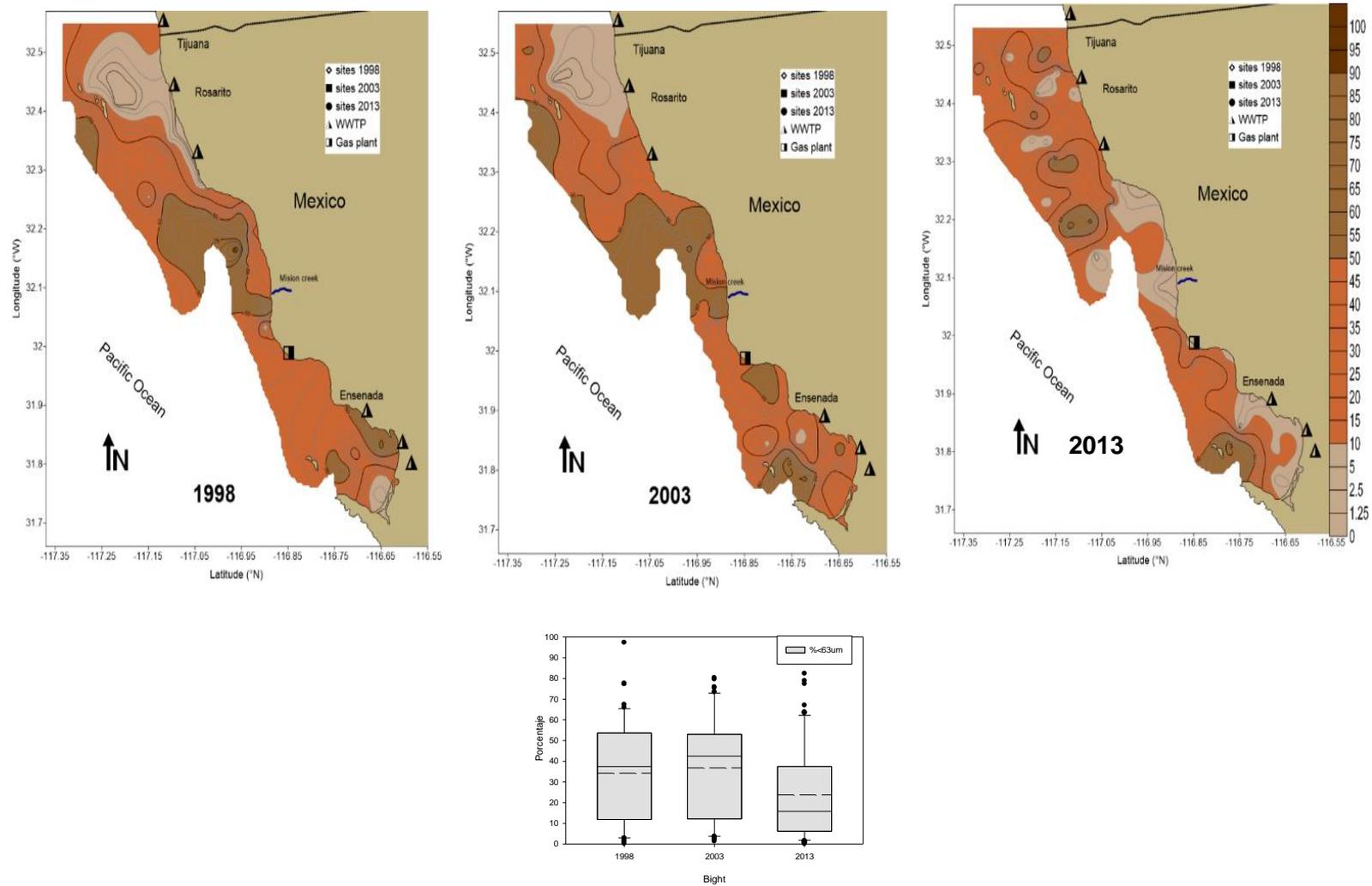


Figura 4.- Fracción limo-arcillosa ($\% <63\mu\text{m}>$) del sedimento A) diagramas de caja B) mapas de distribución por año.

En los años 1998 y 2003 la zona centro se caracterizó por presentar un alto porcentaje de la fracción limo-arcillosa (50-90%). Sin embargo en el año 2013 el contenido de la fracción limo-arcillosa fue menor al 10% en la mayor parte de la zona por lo que los sedimentos arenosos fueron los predominantes.

En la zona sur fue notoria en la plataforma interna de la Bahía de Todos Santos una disminución en el porcentaje de la fracción limo-arcillosa en la zona de descargas de las plantas de tratamiento del Sauzal, El Gallo y El Naranjo, pasando de porcentajes en el contenido de la fracción limo-arcillosa de entre el 50% y 90% en los años 1998 y 2003, a valores menores al 10% en el año 2013.

Carbono orgánico (%)

El valor promedio en el contenido de carbono orgánico en el sedimento (%CO), tuvo una tendencia de incremento (Fig. 7) del año 1998 (0.41%) al año 2003 (0.5%) y el año 2013 (0.64%) (Fig. 5).

En los años 1998 y 2003 el valor máximo (~1.5%) de %CO se registró en la zona centro en la descarga del arroyo "La Misión". Por otra parte, el valor mínimo (0.06%) en el año 1998 se registró en la zona sur en la entrada norte de la Bahía de Todos Santos. Mientras que para el año 2003 el valor mínimo (0.04%) se registró en la zona norte frente a la línea fronteriza México-EUA.

Para el año 2013 en el cañón submarino de la zona centro y en la descarga del arroyo la Misión se registraron respectivamente tanto el valor máximo (3.88%) como el mínimo (0.01%).

Espacio-temporalmente el % CO siguió la tendencia de distribución de la fracción limo-arcillosa del sedimento, un incremento en el contenido del % CO con respecto a la profundidad, acentuándose en zonas de acumulación como la zona profunda del cañón submarino localizado entre las zonas norte y centro así como en el cañón de la Bahía de Todos Santos en la zona sur. Sin embargo, al hacer la correlación de la fracción fina del sedimento ($\% < 63\mu\text{m}$) con el % CO esta fue de $r^2 = 0.1$ en 1998, $r^2 = 0.69$ en 2003 mientras que en $r^2 = 0.06$ en 2013 no hubo correlación entre ambas variables.

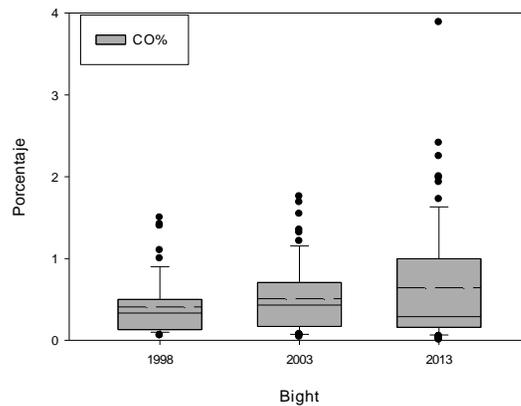
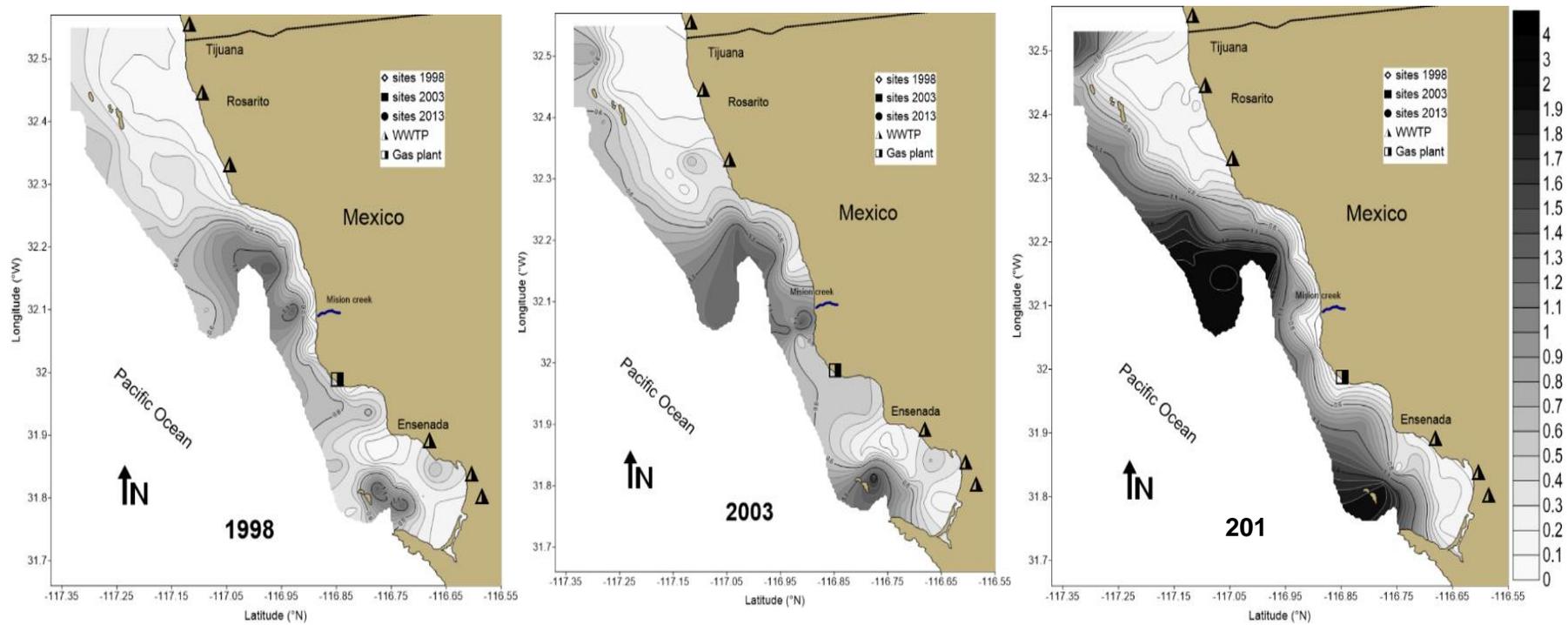


Figura 5.- Porcentaje de carbono orgánico (% CO) en la zona de estudio. A) Diagramas de caja B) mapas de distribución por año.

Metales traza

Las concentraciones promedio de metales traza en los sedimentos del área de estudio mostraron variaciones con respecto al tiempo. Al realizar comparaciones de las concentraciones promedio de los metales traza entre los años de muestreo se observó que las concentraciones de metales como el cobalto, cobre, cromo, manganeso, níquel y zinc registraron valores promedio intermedios en el año 1998, altos en el año 2003 y posteriormente en el año 2013 se registraron los valores promedio más bajos de las concentraciones de estos tres metales, con respecto a los años previos de muestreo (Figura 6).

El plomo fue el único metal traza cuya concentración fue baja en el año 1998, alta en 2003 e intermedia en el año 2013. Finalmente el hierro mostró una tendencia constante de disminución en su concentración promedio de 1998 a 2013. Espacialmente en general las concentraciones de metales traza siguieron el patrón de distribución de la fracción limo arcillosa del sedimento y el carbono orgánico, bajas concentraciones en estaciones someras que incrementaron 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.

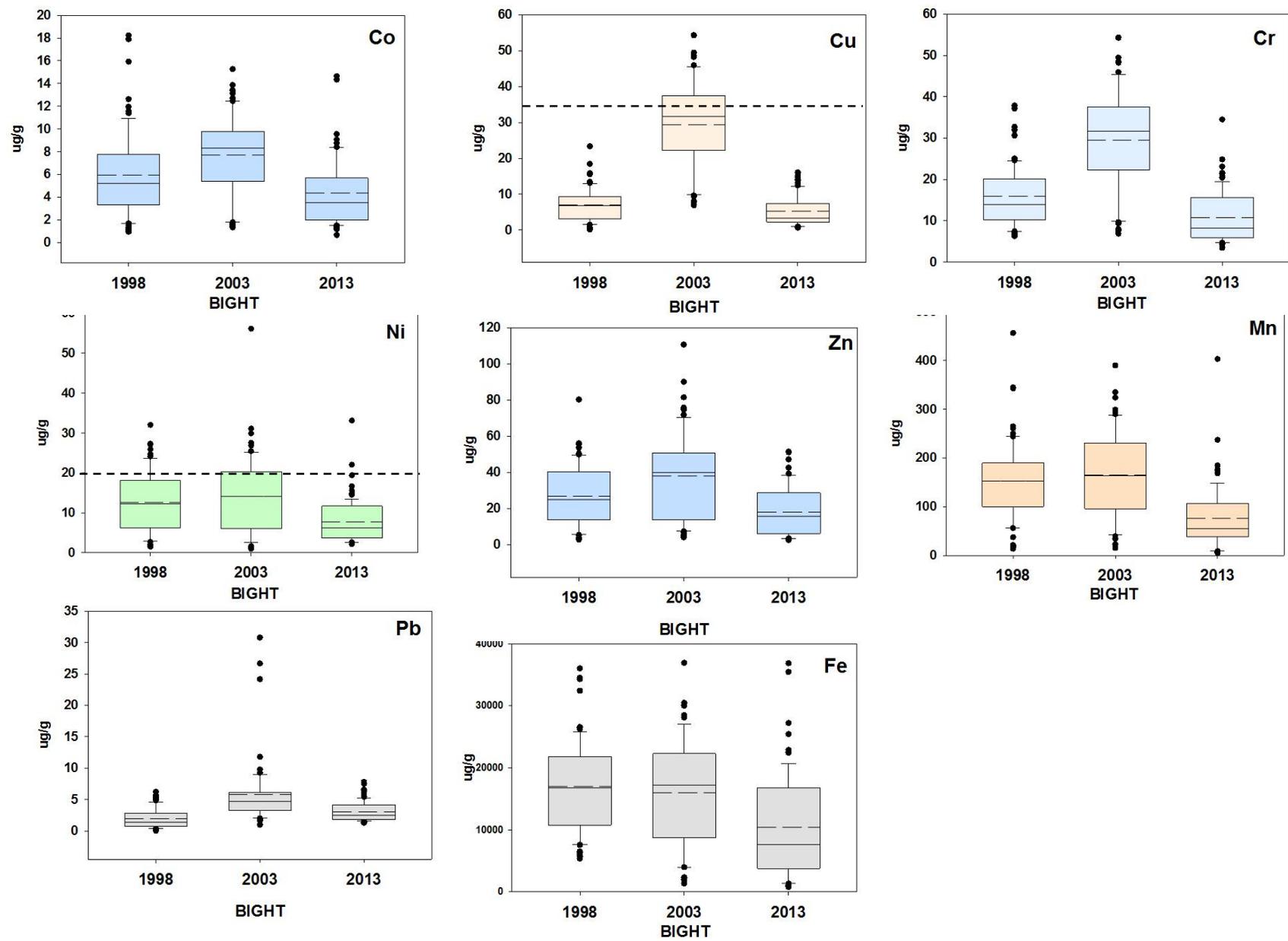


Figura 6.- Diagramas de caja de las concentraciones de metales medidos. La línea punteada indica los valores de ERL

Enriquecimiento de metales traza

Los metales medidos mostraron algún nivel de enriquecimiento en cada uno de los tres años de muestreo, sin embargo menos del 20% de las muestras tomadas mostraron algún grado de enriquecimiento: en 1998 15% (11 estaciones) y 2003 18% (12 estaciones). En 2013 solo el 2.5% (2 estaciones) presentaron algún metal enriquecido (Fig. 7).

En 1998 en la zona norte, dos sitios someros fueron enriquecidos en zinc, estos se localizaron cercanos a la línea de costa (Fig.8), entre las descargas de las Planta de tratamiento (Binacional y Punta Bandera) y frente la planta de Pemex en Rosarito sobre la isobata de los 30 m. A una profundidad mayor los sitios enriquecidos en níquel se localizaron al sur de las Islas Coronado a 92 m de profundidad y en los límites con la zona sur a 119 m de profundidad.

En esta misma zona pero a una profundidad alrededor de los 60 m, se registró un enriquecimiento en Manganeso y un enriquecimiento en cobalto y níquel.

En la zona centro, cerca de la línea de costa al sur de Punta Descanso se registraron enriquecimientos en zinc a una profundidad de 46 y 186 m respectivamente. Al sur de estas estaciones en la descarga del arroyo la Misión hubo un enriquecimiento en Manganeso, Cobre y Cobalto a 82 metros de profundidad.

En la zona sur se determinó enriquecimiento en dos sitios, uno de ellos enriquecido en manganeso localizado en el exterior de la entrada norte de la Bahía de Todos Santos a 186 m de profundidad. El otro fue enriquecido en níquel y cobalto y se localizó al oeste de las Islas del mismo nombre a 86 m de profundidad.

En el año 1998 el número de sitios enriquecidos en algún metal traza disminuyó de norte a sur del área de estudio, estos se localizaron a una mayor distancia de la línea de costa principalmente en un intervalo de profundidad de 60 a 186 m. La excepción fueron los sitios enriquecidos en zinc los cuales se localizaron a una menor distancia de la costa a una profundidad menor a 60 m.

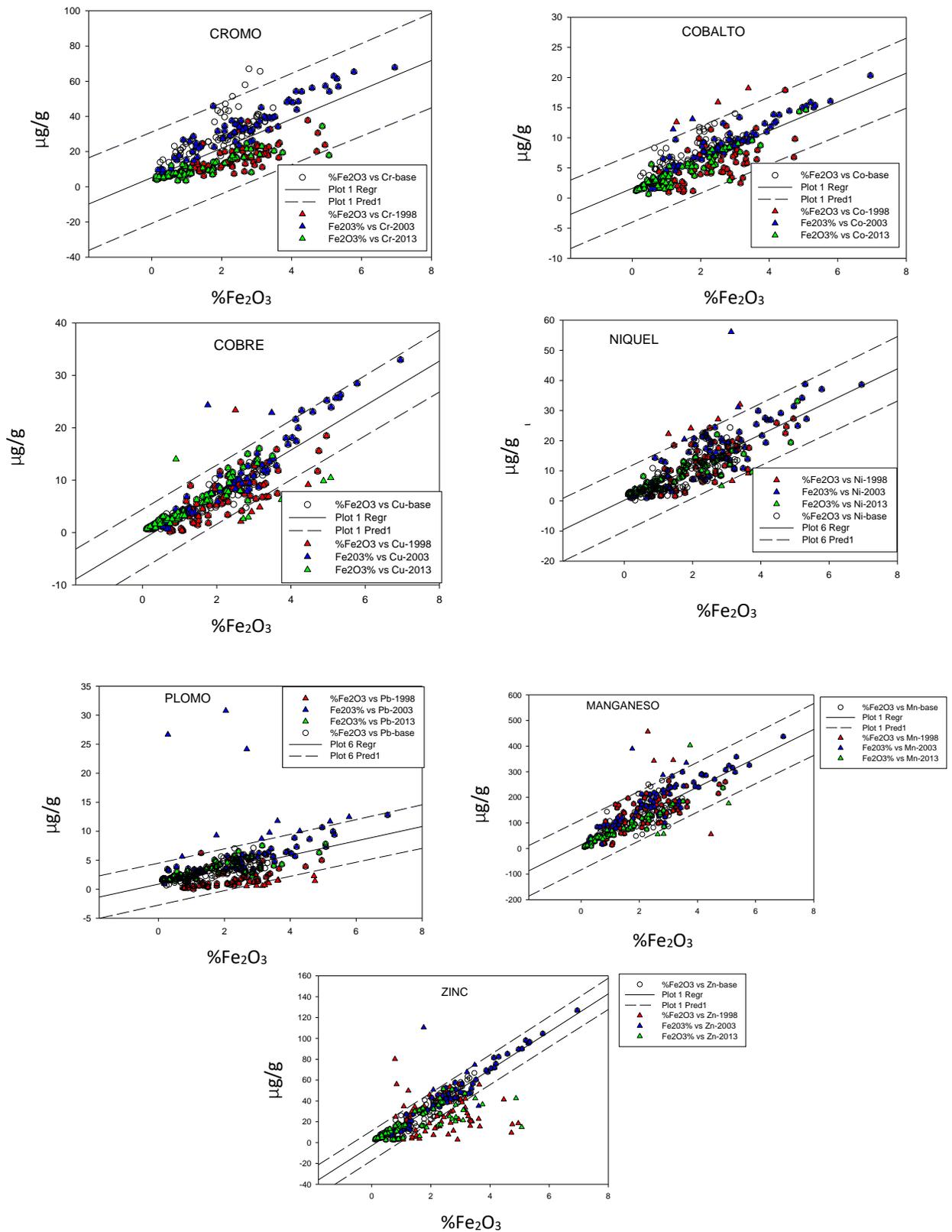


Figura 7.- Normalización de metales para la determinación de sitios enriquecidos.

En el año 2003 en la zona norte dos sitios fueron enriquecidos en Plomo, estos se localizaron frente a las descargas de las plantas de tratamiento Binacional y Punta Bandera a 35 y 16 m de profundidad respectivamente. Por otra parte, al sur de las Islas Coronado se observó un grupo de tres estaciones, dos de ellas con un enriquecimiento en níquel y Plomo ambas a una profundidad cercana a los 90 m. La tercera estación fue enriquecida tanto en plomo como en níquel pero a una profundidad de 61 m.

En la zona centro se determinó un enriquecimiento en Pb en dos estaciones cercanas a Punta Descanso, en un intervalo de profundidad de 70-137 m.

En la zona sur, en el interior de la Bahía de Todos Santos dos estaciones someras (~30 m) localizadas en Punta San Miguel y en la desembocadura del estero Punta Banda respectivamente presentaron un enriquecimiento en plomo y manganeso

En el exterior de la Bahía de Todos Santos, al noroeste de las islas del mismo nombre, dos estaciones fueron enriquecidas, una de ellas en manganeso y otra en cobre a una profundidad de 161 y 76 m. En el cañón submarino localizado en el interior de BTS a 205 m de profundidad se registró un sitio enriquecido en todos los metales medidos (Co, Cr, Cu, Ni, Mn y Zinc).

El número de sitios enriquecidos disminuyó drásticamente en el año 2013, cuando solo dos sitios presentaron algún nivel de enriquecimiento. Las estaciones enriquecidas se localizaron en los límites entre la zona norte y centro, en las inmediaciones de Punta Descanso. El sitio enriquecido en cobre se caracterizó por ser somero (24 m) y cercana la costa, mientras que el sitio enriquecido en manganeso se caracterizó por ser profundo (109 m) y lejano a la costa.

Espacio-temporalmente fue notoria la reducción en sitios enriquecidos en 2013 con respecto a los años previos de muestreo. En los tres años de muestreo, los sitios enriquecidos fueron localizados a lo largo de la zona de estudio principalmente en un intervalo de profundidad de 60-205 m.

Análisis de componentes principales

En primera instancia se realizó un análisis de componentes principales (PCA) general con los tres muestreos incluidos (Fig. 9A). La primer componente PC1 explicó 62% de la variación, la mayoría de las variables presentaron valores alrededor de -0.3. La segunda componente PC2 explicó 9.7%, de esta componente la profundidad y el % CO resultaron ser las variables que más contribuyeron. La tercer componente explicó 7.8% de la variación, destacando la contribución del plomo.

En el gráfico, se observó que Bight 98 y Bight 03 se distribuyeron en forma similar, de la zona central de derecha a izquierda mientras que Bight13 pudo diferenciarse mejor de los otros dos muestreos, al dispersarse de derecha hacia la zona inferior izquierda.

Al etiquetar las estaciones por estrato de profundidad se observó que estas se dispersaron a lo largo de un gradiente de profundidad de someras a profundas dispersándose de derecha a izquierda (fig. 9B).

Las contribuciones del % CO y Plomo fueron visualizadas por medio de gráficos del PCA obtenidos, utilizando una escala respectiva para cada variable (Fig. 19A-B). En el caso del %CO es notorio una tendencia de incremento en el contenido del %CO de 1998 a 2013, mientras que para el plomo, las concentraciones son más homogéneas entre los años de muestreo salvo, incrementos notorios en los sitios enriquecidos en 2003, (previamente mencionados).

Bight 1998

En 1998 el análisis de componentes principales (PCA) indicó que las variables ambientales medidas explicaron 67.7% de la variación en los dos primeros componentes (Fig. 20A). El primer componente PC1 (56.9%), los valores de la mayoría de las variables tuvieron valores similares (-0.3). El segundo componente PC2 explico 11.5% de la variación y determinó que el tamaño de grano <63um%, %CO, cobalto y plomo fueron las variables más importantes (Fig. 10). El grafico mostró que las estaciones se arreglaron en un gradiente de profundidad de someras-intermedias a profundas, del lado superior derecho al lado izquierdo inferior del gráfico

La mayoría de las estaciones que registraron un enriquecimiento en algún metal traza mostraron una mayor dispersión, lo cual es indicio de una mayor disimilitud del resto de las estaciones.

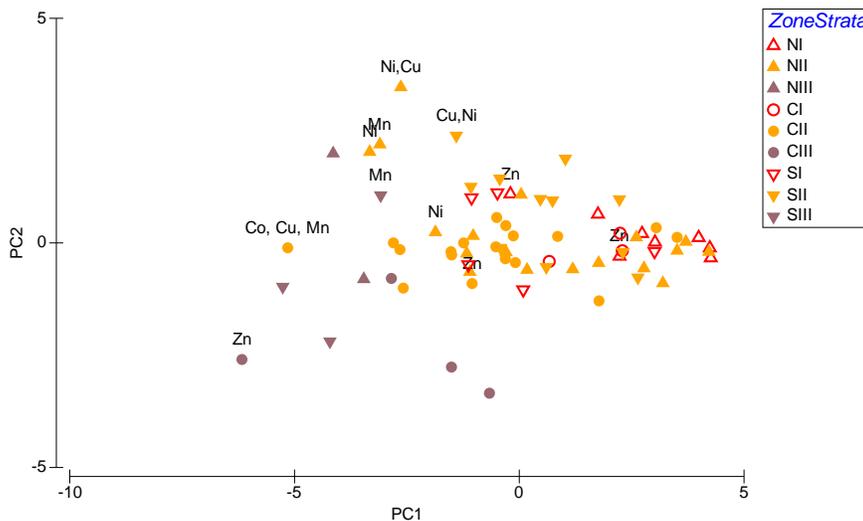


Figura 10.- Análisis PCA de Bight 1998. Estaciones etiquetadas por zona y estrato.

Bight 2013

En 2013 el 81% de la variación fue explicada en los primeros dos componentes. El primer componente PC1 (71.2%) la mayoría de las variables tuvieron valores alrededor de -0.3 (Fig. 22A). En el segundo componente PC2 (9.9%) determinó que el tamaño de grano ($\% < 63\mu\text{m}$) fue la variable más importante (Fig. 12).

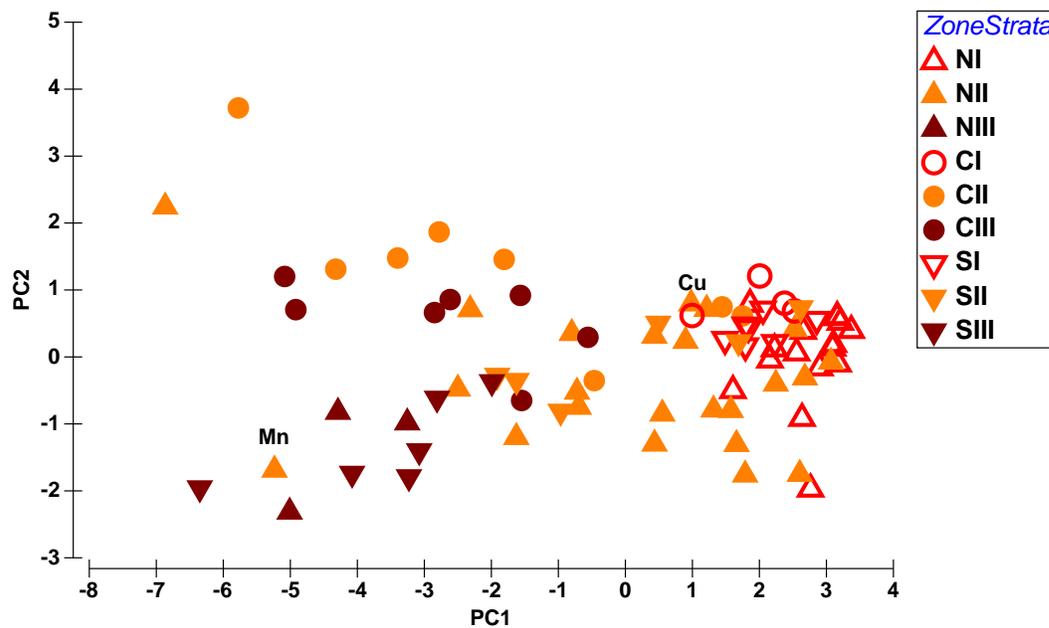


Figura 12.- Análisis PCA de Bight 2013. A) Estaciones etiquetadas por zona y estrato.

Estructura comunitaria

Abundancia total de poliquetos

En las 218 estaciones recolectadas en los tres años de muestreo se identificaron y separaron los organismos que cumplieran con las características morfológicas diagnósticas que permitieran realizar su posterior identificación a nivel de familia y especie (e.g. presencia de prostomio, un número mínimo de segmentos así como un buen estado de preservación. Los ejemplares que cumplieron con estas características fueron un total de 59 373 poliquetos (Fig. 13). El 6% (3 666 organismos) fueron contabilizados en 1998; 16% (9 473) en 2003 y el 78% (46 234) en 2013. Estos resultados mostraron que el número total de poliquetos se triplicó de 1998 a 2003 y en 2013 se quintuplicó con respecto al 2003.

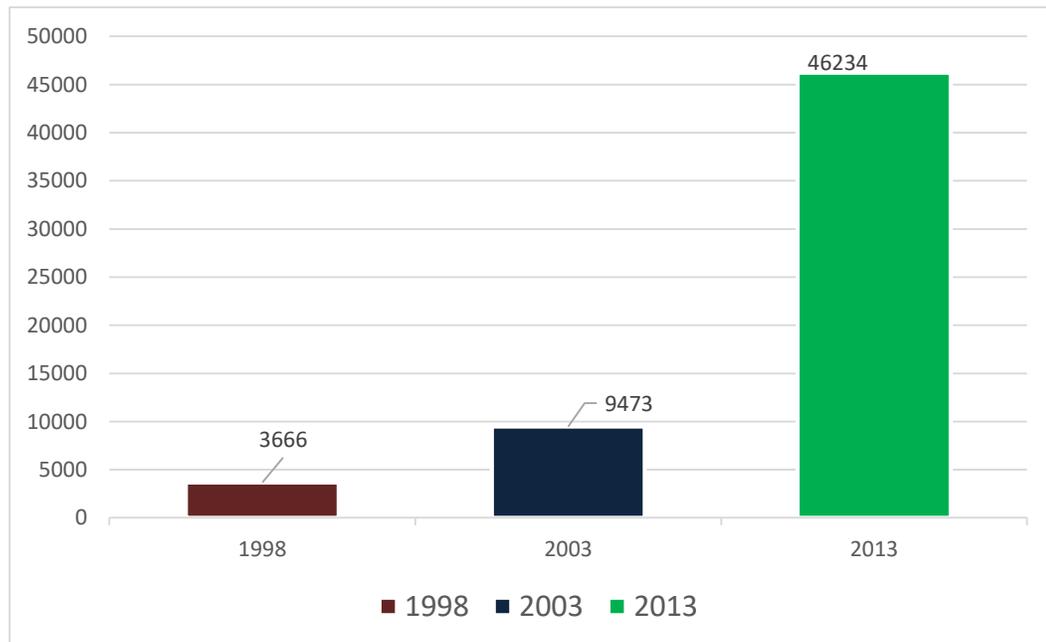


Figura 13.- número total de poliquetos registrados en cada año de muestreo.

Riqueza total de familias de poliquetos

Los poliquetos identificados a nivel de familia pertenecieron a 47 familias de poliquetos (Tabla 5). Se observó que por año de muestreo, el menor número de familias se registró en 1998 (36), mientras que en 2003 (43) y 2013 (44) prácticamente se registraron el mismo número de familias.

Aunque la mayoría de las familias de poliquetos fueron registradas en los tres años de muestreo, las diferencias en composición entre los años de muestreo estuvieron dadas por once familias de poliquetos (Tabla 5). Estas fueron registradas en 2003 y 2013 únicamente. De estas once familias Paralacydoniidae y Sphaerodoridae fueron registradas en 2003 mientras que las familias Apistobranchidae, Euprosinidae, Heterospionidae y Sabellaridae solo fueron registradas en 2013.

Tabla 5.- Familias de poliquetos registradas en los tres años de muestreo. *Familias que no fueron comunes en los tres años de muestreo.

Familia	Bight		
	1998	2003	2013
Acoetidae	X	X	X
Ampharetidae	X	X	X
Amphinomidae	X	X	X
Aphroditidae*		X	X
Apistobranchidae*			X
Capitellidae	X	X	X
Chaetopteridae	X	X	X
Cirratulidae	X	X	X
Cossuridae*		X	X
Dorvilleidae*		X	X
Eunicidae	X	X	X
Euprosinidae*			X
Fauveliopsidae*		X	X
Flabelligeridae	X	X	X
Glyceridae	X	X	X
Goniadidae	X	X	X

Continuación Tabla

Hesionidae	X	X	X
Heterospionidae*			X
Lumbrineridae	X	X	X
Magelonidae	X	X	X
Maldanidae	X	X	X
Nephtyidae	X	X	X
Nereididae	X	X	X
Oeonidae	X	X	X
Onuphidae	X	X	X
Opheliidae	X	X	X
Orbiniidae	X	X	X
Oweniidae	X	X	X
Paralacydoniidae*		X	
Paraonidae	X	X	X
Pectinariidae	X	X	X
Pholoidae	X	X	X
Phyllodocidae	X	X	X
Pilargidae	X	X	X
Pisionidae*		X	X
Poecilochaetidae	X	X	X
Polynoidae	X	X	X
Sabellariidae*			X
Sabellidae	X	X	X
Scalibregmatidae	X	X	X
Sigalionidae	X	X	X
Sphaerodoridae*		X	
Spionidae	X	X	X
Sternaspidae	X	X	X
Syllidae	X	X	X
Terebellidae	X	X	X
Trichobranchidae	X	X	X

Distribución de la abundancia

La abundancia promedio de poliquetos incremento aproximadamente tres veces de 1998 (50.9 organismos/0.1m²) a 2003 (143.3 organismos/0.1m²) y para 2013 (577.9 organismos/0.1m²) incrementó aproximadamente diez veces con respecto a 1998.

Bight 1998

En Bight 98 los valores más altos de abundancia (~200 orgs./0.1m²), se registraron en la zona centro, entre la desembocadura del arroyo La Misión y Punta Salsipuedes, en un intervalo de profundidad de 80-107 m (Fig. 14). El valor mínimo de abundancia (1 orgs./0.1m²) en la zona centro al sur de Punta Descanso a 53 m de profundidad.

Los valores de abundancia oscilaron entre 30 y 110 orgs./0.1m² en la mayor parte de la zona de estudio y en general se observó que la abundancia incremento cuando la profundidad y la distancia a la costa incrementaron. Sin embargo, la abundancia disminuyo en las inmediaciones de las plantas de tratamiento Binacional, Punta Bandera y la terminal de Pemex en Rosarito, donde mantuvo valores de 15 a 25 orgs./0.1m²; en la desembocadura del arroyo La Misión (3 orgs./0.1m²); en el interior de la Bahía de Todos Santos, frente a la desembocadura del Estero de Punta Banda (2 org./0.1m²) y en la entrada norte de la bahía en las inmediaciones de la descarga del arroyo San Miguel (5-9 orgs./0.1m²).

La excepción a la disminución de la abundancia en las zonas de descargas fue la planta de tratamiento del Sauzal donde las abundancias se mantuvieron alrededor de 100 orgs./0.1m².

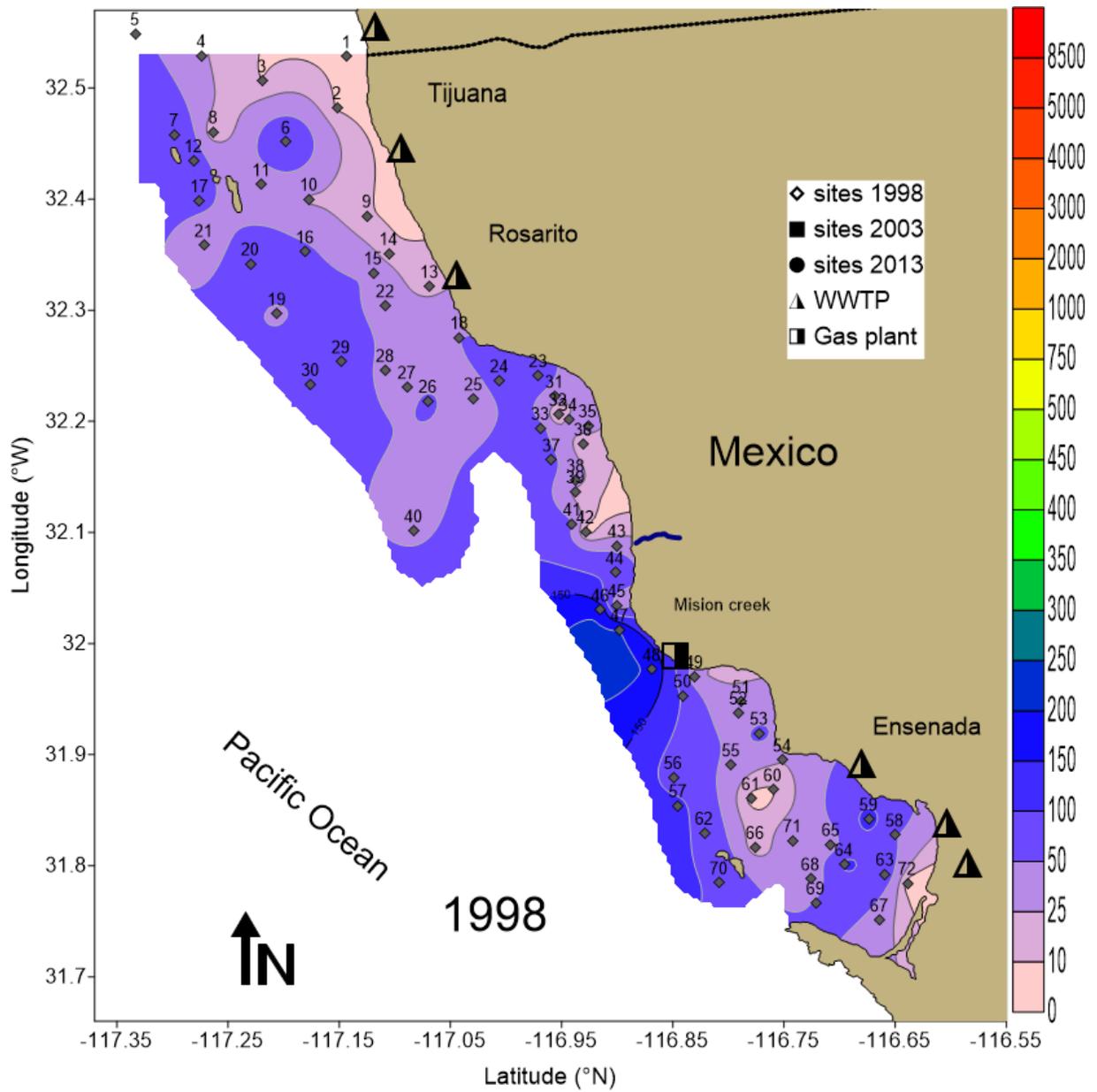


Figura 14.- Mapa de distribución de la abundancia de poliquetos (orgs./0.1m²) en Bight 1998.

Bight 03

En Bight 2003 en general la abundancia oscilo entre 50 y 250 orgs./0.1m² con una tendencia de incremento de la abundancia principalmente en la plataforma intermedia (31-120 m). El mayor valor de abundancia (536 orgs./0.1m²) se registró en el exterior de la Bahía de Todos Santos a una profundidad de 76 m (Fig. 15). En el interior de esta bahía también se registraron incrementos importantes de abundancia en Punta Banda (428 orgs./0.1m²) a 98 m de profundidad; en las descargas de las plantas de tratamiento del Sauzal (354 orgs./0.1m²) y El Gallo (421 orgs./0.1m²) a una profundidad menor a 30m y al noreste de las Islas de Todos Santos (380 orgs./0.1m²) a 56 m de profundidad.

En la zona norte altas abundancias (~300 orgs./0.1m²) fueron registradas entre las descargas de la planta de tratamiento (Binacional y de Punta Bandera) y las Islas Coronado, en un intervalo de profundidad de 20-39 m.

Entre la zona norte y centro en las inmediaciones del cañón submarino de esta zona, la abundancia fue alta (~300 orgs./0.1m²) a 89-143 m de profundidad.

Por otra parte, las menores abundancias (31-46 orgs./0.1m²) se registraron al sur de la planta de tratamiento de Punta Bandera; al sur de las Islas Coronado (45 orgs./0.1m²) y al noroeste (31 orgs./0.1m²) de estas mismas islas a una profundidad 194 m. La abundancia también disminuyo (9-29 orgs./0.1m²) en las inmediaciones de la descarga del arroyo La Misión y en el cañón submarino de la Bahía de Todos Santos (14-26 orgs./0.1m²) a 200 m de profundidad.

A diferencia de Bight 98 en Bight 2003 se observó una tendencia de incremento de la abundancia en las zonas de descarga de las plantas de tratamiento.

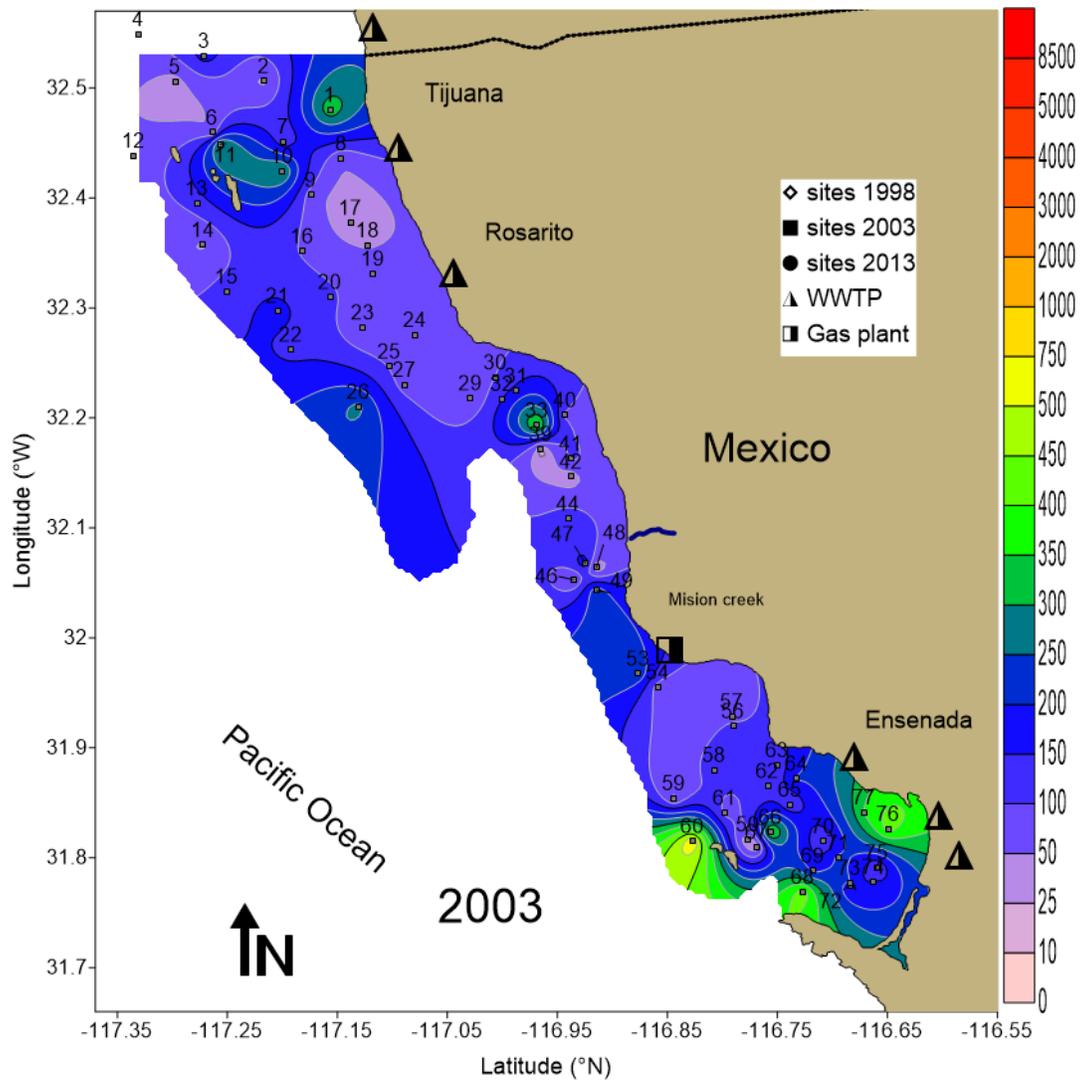


Figura 15.- Mapa de distribución de la abundancia de poliquetos (orgs./0.1m²) en Bight 2003.

Bight 13

En general en Bight 2013, la abundancia registro valores entre 60 y 250 orgs./0.1m², cuando la profundidad fue cercana a los 200 m la abundancia se mantuvo en valores menores a los 60 orgs./0.1m². Sin embargo, la abundancia registrada en las inmediaciones de la planta de tratamiento Binacional; Punta Bandera y las Islas Coronado fue sumamente alta (Fig. 16). Cerca de la planta de tratamiento de Punta Bandera la abundancia alcanzo un máximo de 8412 orgs./0.1m² en forma gradual la abundancia oscilo de 3000-5000 orgs./0.1m² a 700-1600 orgs./0.1m².

Cuando la distancia a la costa y las plantas de tratamiento aumento la abundancia disminuyo con valores entre 500-700 org. /0.1m².

En el resto de la zona de estudio la abundancia incremento Frente a Punta Descanso (317-736 org. /0.1m²); al norte del arroyo La Misión (405 orgs./0.1m²); frente a la planta regasificadora (~350 orgs./0.1m²); frente a los ranchos atuneros en Bahía de Salsipuedes (449 orgs./0.1m²); en la zona de actividad de los ranchos atuneros en el interior de la bahía de Todos Santos (300-1000 orgs./0.1m²) y frente a la planta de tratamiento del Sauzal (386- 651 orgs./0.1m²)

Por otra parte la menor abundancia de toda la zona de estudio fue registrada al sur del arroyo La Misión (52 orgs./0.1m²).

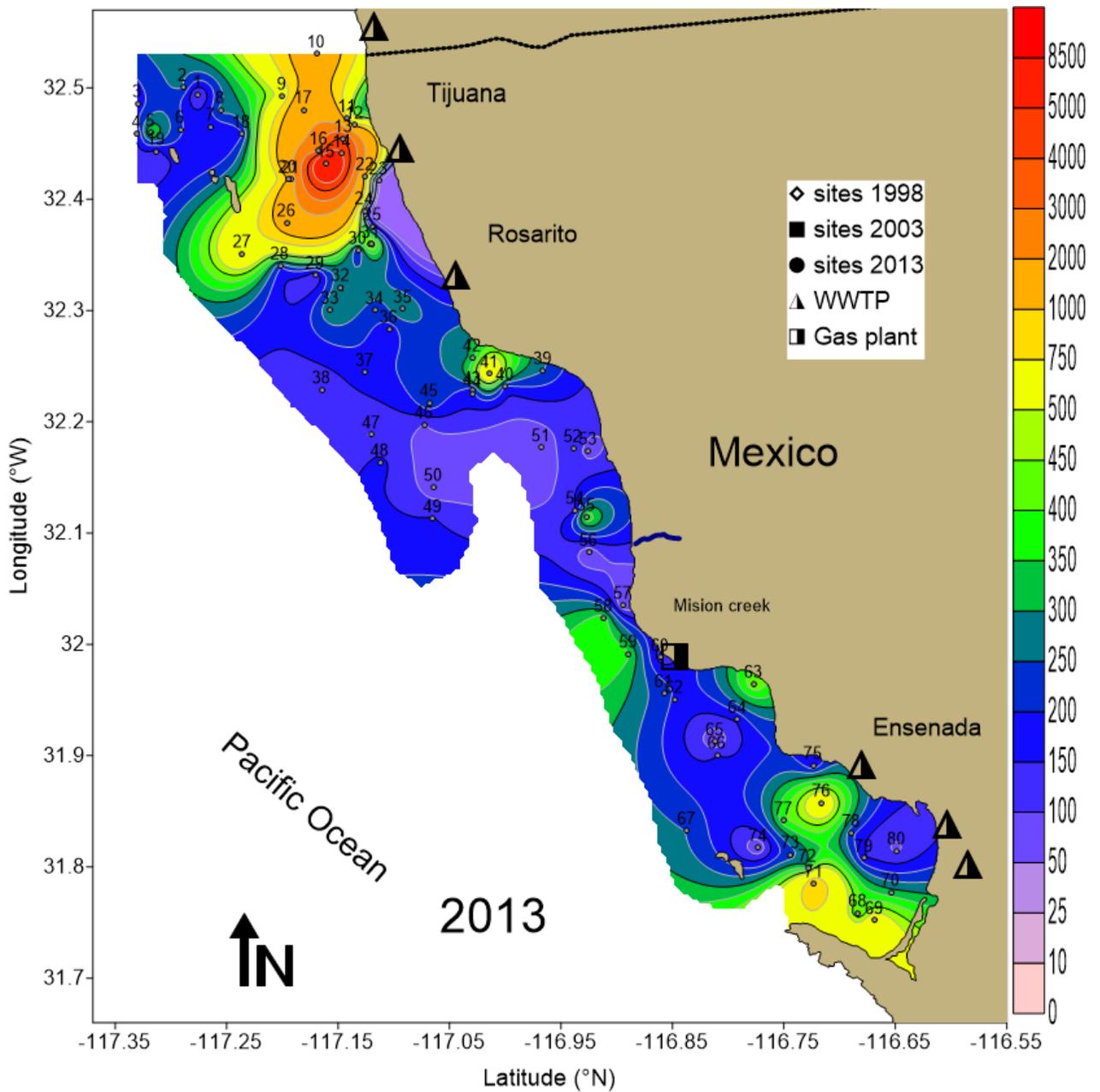


Figura 16.- Mapa de distribución de la abundancia de poliquetos (orgs./0.1m²) en Bight 2013.

Riqueza de Familias

A nivel regional el menor número promedio de familias fue registrado en 1998, con respecto a este año, en 2003 el número promedio de familias incremento casi en un 50% y en 2013 prácticamente se duplico con respecto al promedio registrado en 1998.

Bight 98

En la zona norte, frente a las descargas de las plantas de tratamiento Binacional, Punta Banderas y la terminal de Pemex en Rosarito (Fig. 17). La riqueza de familias por estación de muestreo oscilo de 4-9 familias a una profundidad <50 m. En las inmediaciones de las Islas Coronado y a mayor distancia de las descargas residuales de las plantas de tratamiento, la riqueza incrementó y oscilo de 10-17 familias por estación, hasta alcanzar el valor máximo (18 familias) de toda el área de estudio al norte de las Islas Coronado justo sobre la línea fronteriza México-EUA en la isobata de los 100 m de profundidad.

En la zona centro, se observó una disminución de la riqueza de familias por estación en el norte de la descarga del arroyo La Misión (1 a 10 familias); en el interior de Bahía Salsipuedes cerca de los ranchos Atuneros (7-10 familias).

En el resto de esta zona la riqueza de familias tuvo un intervalo de 10-16 familias.

En la zona sur, en el interior de la Bahía de Todos Santos, la riqueza de familias oscilo de 2-11 familias en: las descarga del arroyo San Miguel; la plantas de tratamiento de (El Sauzal, El Gallo y El Naranja); en la boca del estero de Punta Banda y en el cañón submarino. En la zona intermedia de la bahía entre las zonas de descargas y en el exterior de la misma la riqueza fue de 10-17 familias.

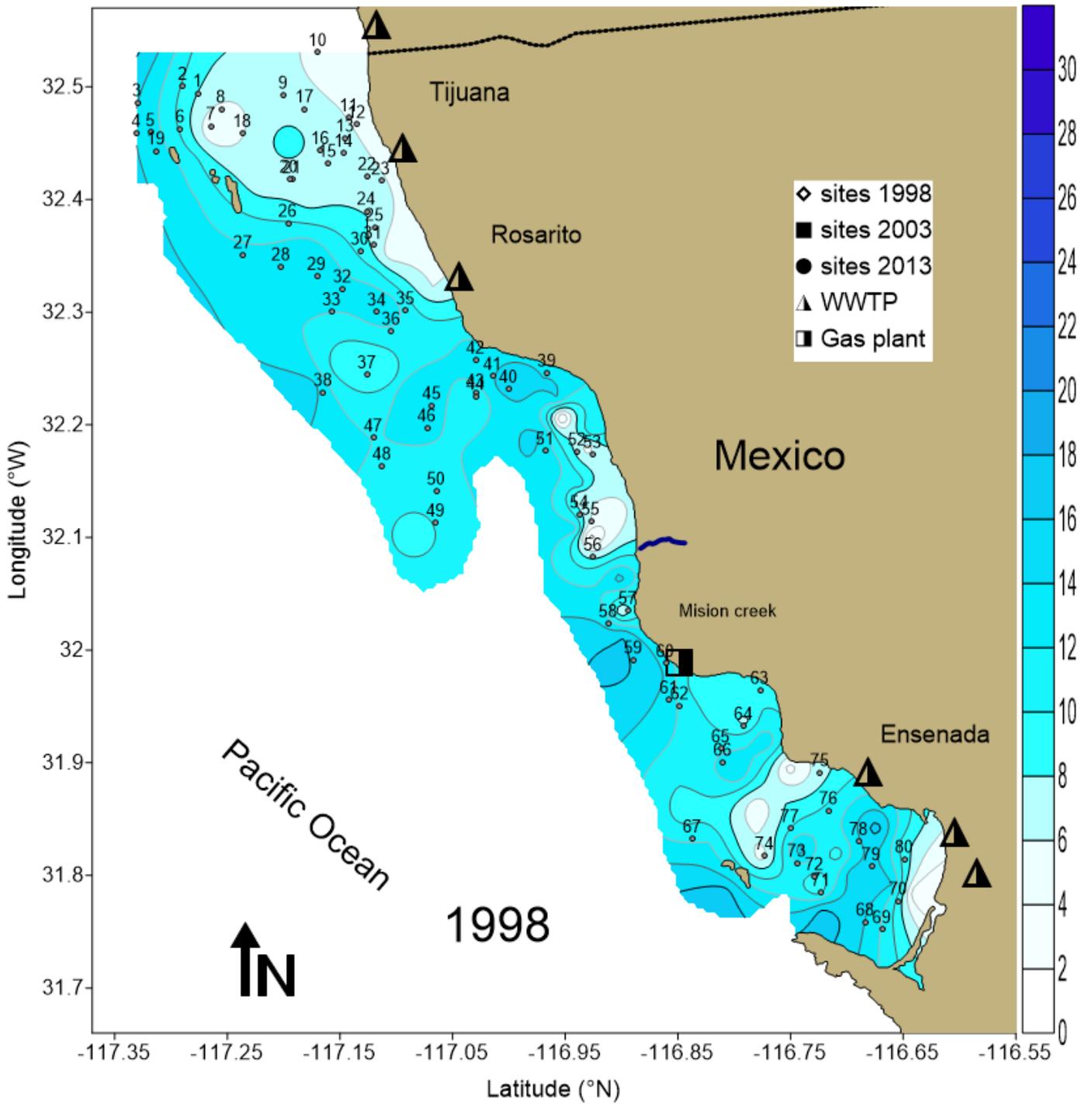


Figura 17.- Mapa de distribución de la riqueza de familias de poliquetos en Bight 1998.

Bight 03

En la zona norte, la riqueza de familias en las inmediaciones de las plantas de tratamiento y las Islas Coronado, registró una variación de 11 a 19 familias de poliquetos por estación de muestreo (Fig. 18). Cuando la distancia a la costa incrementó la riqueza de familias se mantuvo por arriba de las 20 familias hasta alcanzar el máximo de toda la zona de estudio (28 familias), en los límites con la zona sur.

En la zona centro, la riqueza de familias fue mayor en las estaciones cercanas a la costa (20-26 familias) y conforme la profundidad incrementó (>100 m) esta disminuyó a valores de 5-18 familias, particularmente en la descarga del arroyo La Misión se registraron los valores más bajos (~10 familias).

En la zona sur, la riqueza presentó un patrón heterogéneo, sin embargo, se pudo observar en Bahía Salsipuedes una menor riqueza de familias (11-20 familias) con respecto a Bahía de Todos Santos donde la riqueza fue mayor (16 a 25 familias), excepto en el área del cañón submarino donde la riqueza disminuyó a menos de 10 familias por estación.

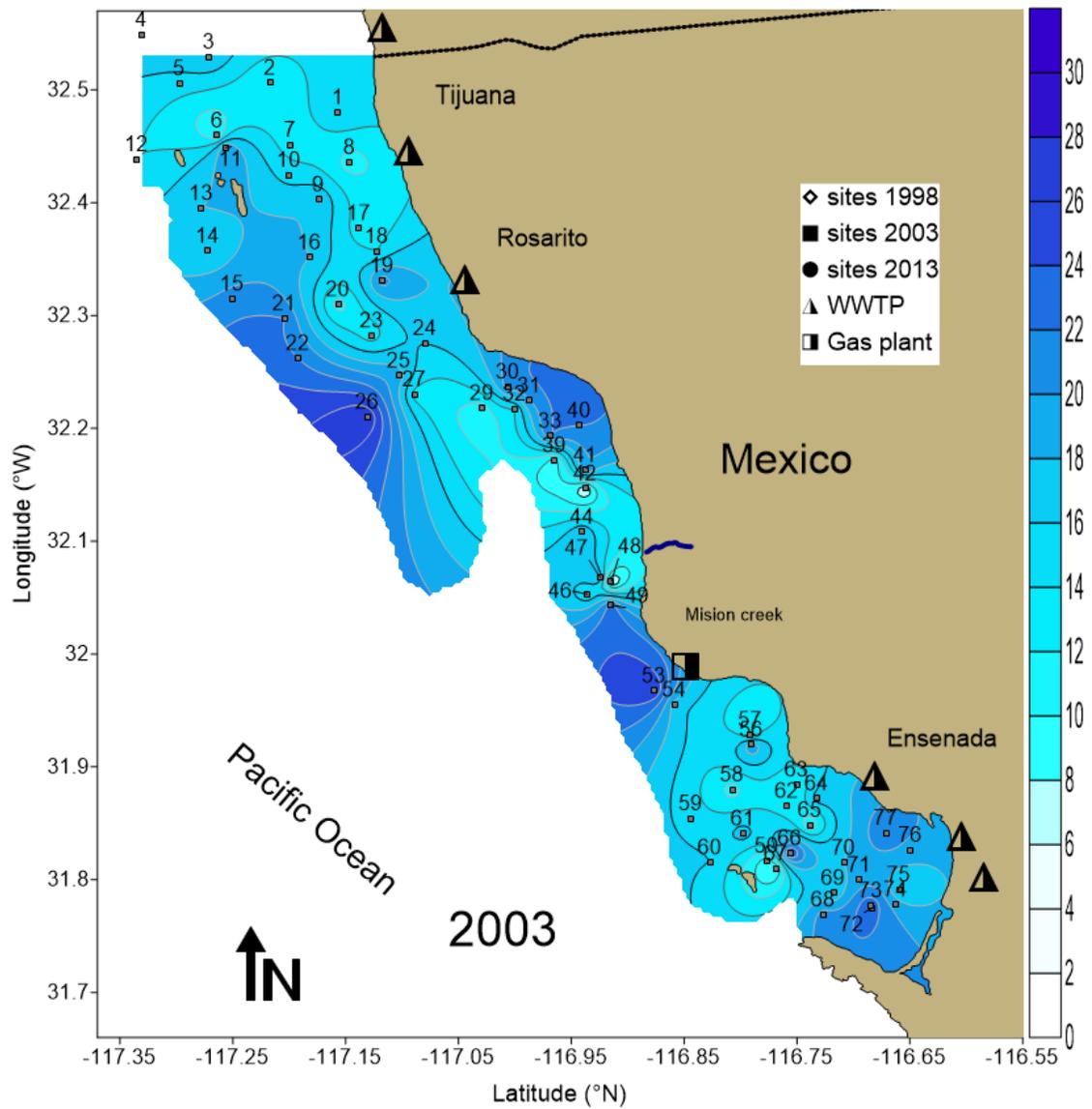


Figura 18.- Mapa de distribución de la riqueza de familias de poliquetos en Bight 2003.

Bight 2013

En la zona norte, la riqueza de familias disminuyó gradualmente de un intervalo de 20 a 23 familias en las estaciones más cercanas a la costa, a un intervalo de 13-17 familias hacia la plataforma intermedia (Fig. 19). En la zona entre las plantas de tratamiento Binacional, Punta Bandera, y las Islas Coronado.

En las estaciones más lejanas a las descargas y en las inmediaciones de la terminal de Pemex en Rosarito la riqueza de familias nuevamente fue mayor a 20 familias por estación.

En la zona centro, en general la riqueza de familias por estación de muestreo fue mayor a 20 familias, excepto en la zona del cañón submarino donde la riqueza fue de 12-19 familias. Así como en la zona entre la descarga del arroyo La Misión y la planta regasificadora, sobre la isobata de los 30 m de profundidad donde la riqueza fue de 10-15 familias.

En la zona sur, la riqueza de familias fue menor a 20 familias en: las estaciones profundas (>100 m) de las Bahía de Salsipuedes; en el cañón submarino de la Bahía de Todos Santos; y en las desembocaduras de las plantas de tratamiento de El Gallo y El Naranja ubicadas al centro de la bahía. Para el resto de la zona la riqueza de familias registro un intervalo de 20 a 27 familias por estación.

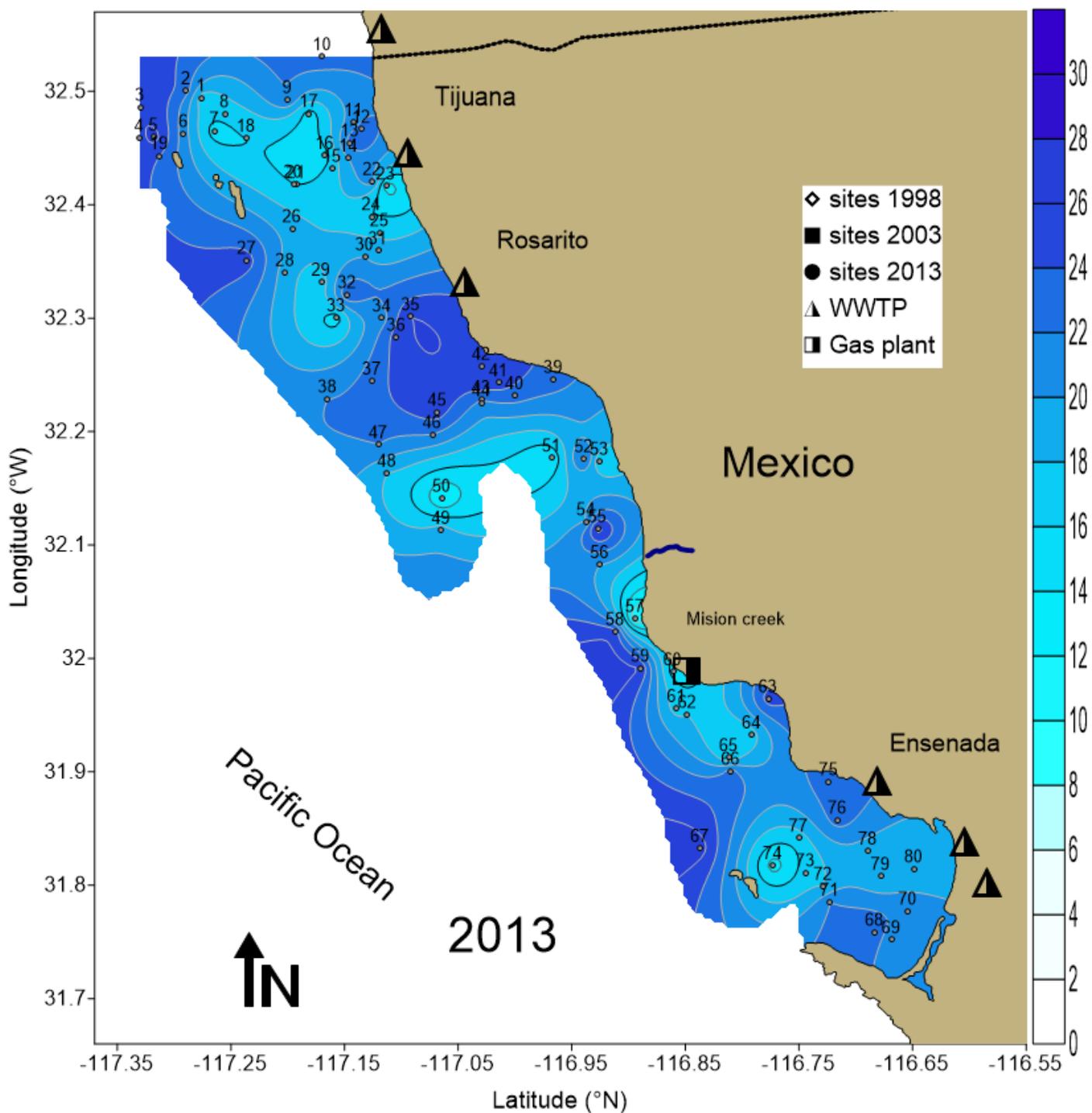


Figura 19.- Mapa de distribución de la riqueza de familias de poliquetos en Bight 2013.

Familias de poliquetos dominantes

El número de Familias de poliquetos que estuvieron presentes en más del 90 % de las estaciones de muestreo fue incrementando con respecto al tiempo.

En 1998 Spionidae fue la única familia con una frecuencia mayor 90%; en 2003, fueron Spionidae y Cirratulidae, mientras que en 2013 seis familias: Spionidae, Chaetopteridae, Maldanidae, Cirratulidae, Ampharetidae y Onuphidae fueron registradas en más del 90% de las estaciones (Tabla 6). Sin embargo, en términos de abundancia Spionidae representó menos del 35% de la fauna en 1998 y 2003, porcentaje que prácticamente se duplicó en 2013 cuando esta familia por si misma concentró el 67.5% de la fauna de poliquetos. En este último año se observó que en 10 familias se concentra el 90% de la fauna. Mientras que para 1998 y 2003 este mismo porcentaje es representado por 16 familias.

Cambios importantes de las familias más abundantes y frecuentes entre los tres años de muestreo fueron registrados:

- La familia Chaetopteridae no fue ni frecuente ni abundante (<1%) en 1998 y 2003, pero para 2013 fue la segunda familia más abundante y la cuarta más frecuente (>90%).
- La familia Phyllodocidae fue la quinta familia más abundante en 2013 pero en los años previos de muestreo se caracterizó por ser una familia poco abundante (<2%) y frecuente (<50%).
- La frecuencia de la familia Capitellidae incremento de 23.6% en 1998 a 59.4% en 2003 hasta un 86.3% en 2013.

Tabla 6.- Familias de poliquetos dominantes, en términos de abundancia y frecuencia.

1998			2003			2013					
Familia	Frecuencia	Abundancia	Acumulada	Familia	Frecuencia	Abundancia	Acumulada	Familia	Frecuencia	Abundancia	Acumulada
	(%)	(%)	(%)		(%)	(%)	(%)		(%)	(%)	(%)
Spionidae	94.4	33.6	33.6	Spionidae	98.4	25.6	25.6	Spionidae	98.8	67.4	67.4
Ampharetidae	73.6	7.7	41.3	Cirratulidae	90.6	11.9	37.5	Chaetopteridae	92.5	8.1	75.5
Terebellidae	55.6	7.6	48.9	Maldanidae	87.5	11	48.5	Maldanidae	96.3	3	78.5
Maldanidae	59.7	7.3	56.2	Oweniidae	45.3	6.5	55	Cirratulidae	95	2.9	81.4
Cirratulidae	52.8	6.5	62.7	Onuphidae	89.1	6.2	61.2	Phyllodocidae	73.8	1.9	83.3
Onuphidae	69.4	6.1	68.8	Lumbrineridae	81.3	4.6	65.8	Ampharetidae	91.3	1.8	85.1
Pectinariidae	41.7	3.8	72.6	Sigalionidae	84.4	3.6	69.4	Onuphidae	92.5	1.8	86.9
Sigalionidae	58.3	3.4	76	Terebellidae	81.3	3.6	73	Magelonidae	61.3	1.2	88.1
Sabellidae	38.9	3.3	79.3	Glyceridae	82.8	3.4	76.4	Capitellidae	86.3	1.2	89.3
Sternaspidae	37.5	3.1	82.4	Syllidae	68.8	3.2	79.6	Lumbrineridae	86.3	1	90.3
Trichobranchidae	25	2.3	84.7	Paraonidae	57.8	2.1	81.7	Terebellidae	78.8	1	91.3
Paraonidae	34.7	1.5	86.2	Sternaspidae	45.3	2.1	83.8	Oweniidae	40	0.9	92.2
Nephtyidae	41.7	1.4	87.6	Sabellidae	62.5	1.9	85.7	Sigalionidae	76.3	0.9	93.1
Phyllodocidae	36.1	1.1	88.7	Orbiniidae	68.8	1.8	87.5	Syllidae	71.3	0.7	93.8
Glyceridae	31.9	1.1	89.8	Nephtyidae	70.3	1.6	89.1	Amphinomidae	21.3	0.7	94.5
Lumbrineridae	34.7	1.1	90.9	Ampharetidae	67.2	1.6	90.7	Paraonidae	63.8	0.6	95.1
Poecilochaetidae	15.3	1	91.9	Capitellidae	59.4	1.4	92.1	Orbiniidae	61.3	0.5	95.6
Nereididae	19.4	1	92.9	Trichobranchidae	31.3	1	93.1	Sabellidae	70	0.5	96.1
Oweniidae	6.9	0.9	93.8	Fauveliopsidae	39.1	0.8	93.9	Glyceridae	77.5	0.5	96.6
Goniadidae	25	0.8	94.6	Goniadidae	40.6	0.7	94.6	Nereididae	52.5	0.5	97.1
Capitellidae	23.6	0.8	95.4	Dorvilleidae	14.1	0.7	95.3	Goniadidae	71.3	0.4	97.5
Syllidae	18.1	0.7	96.1	Nereididae	21.9	0.6	95.9	Nephtyidae	75	0.4	97.9
Orbiniidae	15.3	0.7	96.8	Phyllodocidae	45.3	0.6	96.5	Dorvilleidae	8.8	0.3	98.2
Polynoidae	20.8	0.7	97.5	Eunicidae	25	0.4	96.9	Opheliidae	40	0.3	98.5
Oenonidae	26.4	0.6	98.1	Pilargiidae	15.6	0.4	97.3	Polynoidae	48.8	0.3	98.8
Pholoidae	16.7	0.6	98.7	Opheliidae	28.1	0.4	97.7	Sternaspidae	31.3	0.2	99
Flabelligeridae	13.9	0.3	99	Amphinomidae	17.2	0.4	98.1	Trichobranchidae	32.5	0.2	99.2
Opheliidae	9.7	0.2	99.2	Flabelligeridae	29.7	0.3	98.4	Pectinariidae	42.5	0.2	99.4
Eunicidae	5.6	0.2	99.4	Magelonidae	25	0.3	98.7	Flabelligeridae	42.5	0.2	99.6
Magelonidae	4.2	0.2	99.6	Cossuridae	17.2	0.2	98.9	Cossuridae	16.3	0.1	99.7
Total		99.5				99				99.5	

Estructura comunitaria

Diversidad, Equidad y Dominancia

En el área de estudio, la diversidad promedio (H') mostró una tendencia de incrementó temporal de 1998 ($H'=2.45$) a 2003 ($H'=3.07$) para posteriormente tener un valor intermedio en 2013 ($H'= 2.85$) con respecto a los años previos. Se mantuvo con un valor promedio de 0.77 en 1998 y 2003, pero disminuyó en 2013 a 0.66. La dominancia por su parte mantuvo un valor promedio cercano a 0.3 en 1998 y 2013, mientras que en 2003 disminuyó a 0.2.

Distribución regional de la diversidad

Bight 98

El índice de Shannon-Wiener (H') indicó que en 1998 el 23.9% del área de estudio tuvo status ecológico considerado como pobre (Fig. 23). Este estatus fue característico de las estaciones cercanas a las descargas de las plantas de tratamiento y zonas de descargas de los arroyos a lo largo de la zona de estudio. Así como en las estaciones localizadas al este de las Islas Coronado, donde la equidad registro valores alrededor de 0.5 y la dominancia mantuvo valores entre 0.4-0.55 (Fig. 20).

Un 4.2% del área de estudio se consideró como “malo” y abarco estaciones localizadas en las inmediaciones de la descarga del arroyo La Misión en la zona centro y la desembocadura del arroyo San Miguel en la zona sur. Donde la equidad prácticamente registro valores cercanos a cero y la dominancia cercanos a 1.

En 1998 abarcando básicamente toda la plataforma continental, las estaciones lejanas a las descargas continentales el 45 % del área de estudio se consideró con un status moderado de perturbación, alcanzando incluso el status de ecológico de bueno en 26.76%. Estaciones con este status se caracterizaron por una baja dominancia (<0.3) y alta equidad (>0.5).

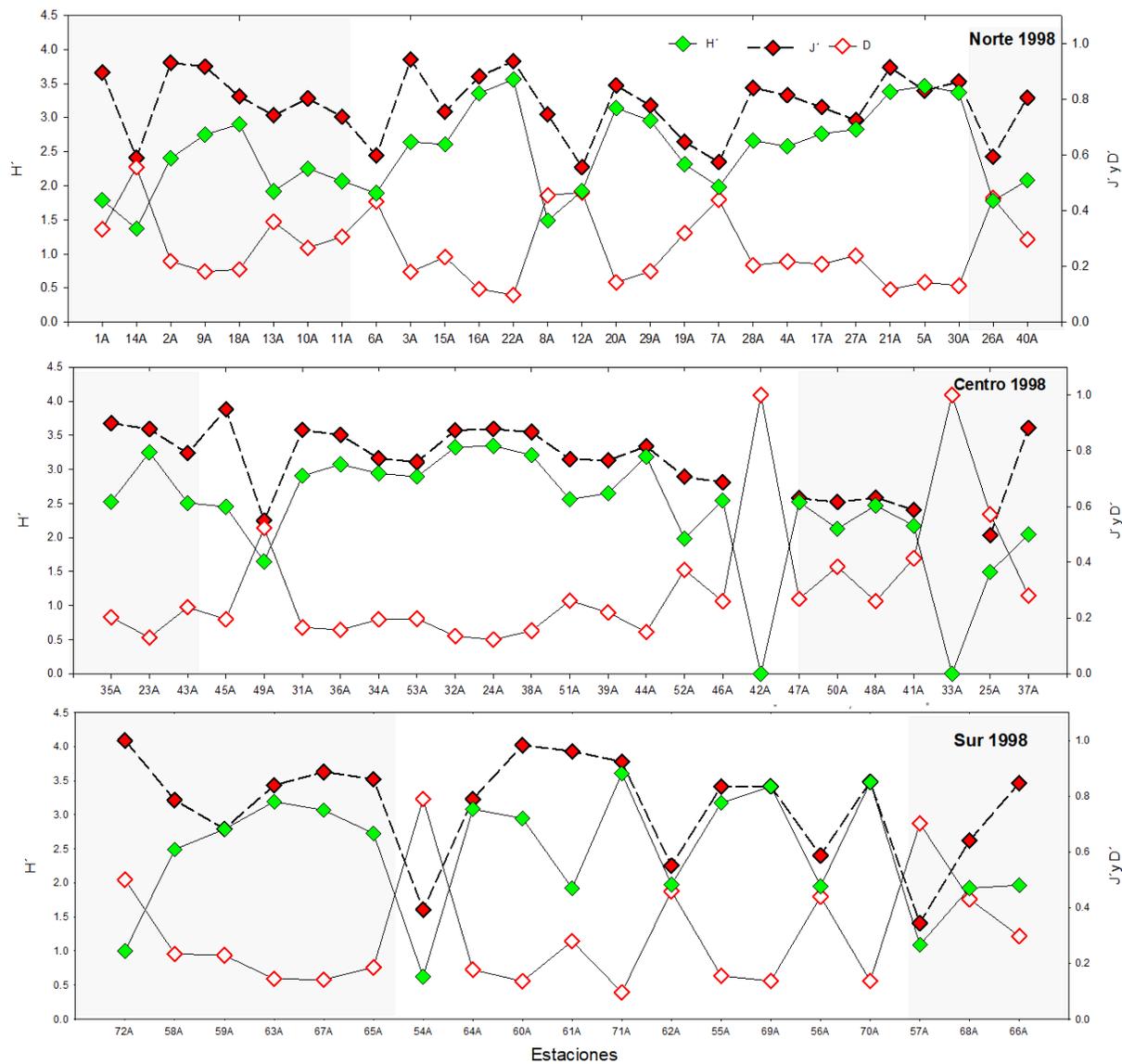


Figura 20.- Diversidad (H'); Equidad (J') y Dominancia (D') en las zonas norte, centro y sur en Bight 1998. Las estaciones están ordenadas de menor a mayor profundidad, las líneas punteadas señalan los estratos I-III.

Bight 03

En 2003 el status ecológico del área de estudio mostro diferencias regionales con respecto a 1998, ninguna estación tuvo un status ecológico malo y el porcentaje del área de estudio considerado en un status ecológico moderado disminuyó a un 27.2% con respecto a 1998 (Fig. 23). Este porcentaje abarco las descargas de las plantas de tratamiento en la zona norte, la descarga del arroyo La Misión en la zona centro y la desembocadura del estero Punta Banda en la zona sur ($J' \sim 0.7$ y $D \sim 0.3$) (Fig. 21).

Solo un 9% del área de estudio fue considerada con un status ecológico pobre y se localizó principalmente en la entrada norte de la Bahía de Todos Santos, aunque también se registró una estación con este status en la zona centro cerca de la descarga del Arroyo La Misión y otra al oeste de las Islas Coronado, en la zona norte. En estas estaciones la equidad J' se mantuvo alrededor de 0.4-0.7 y la dominancia D' alrededor de 0.4-0.6.

Un estatus ecológico bueno fue característico de la mayor parte de la zona de estudio (62.1%) se consideró en este status, incluso un 1.5% del área fue considerada con un status ecológico alto, en estaciones someras al sur de Punta Descanso (<50 m) en la zona centro. En estas estaciones la dominancia D' se mantuvo por debajo de 0.3 y la equidad J' por encima de 0.6.



Figura 21.- Diversidad (H'); Equidad (J') y Dominancia (D') en las zonas norte, centro y sur en Bight 2003. Las estaciones están ordenadas de menor a mayor profundidad, las líneas punteadas señalan los estratos I-III.

Bight 13

En 2013 se registró el mayor porcentaje del área de estudio (7.5%) con un status ecológico considerado como malo (Fig.23). Este status se localizó en las desembocaduras de las descargas de las plantas de tratamiento Binacional y de Punta Bandera. En estas estaciones la dominancia D' fue mayor a 0.7 y la equidad J' menor a 0.3 (Fig. 22).

Un 8.75% de la zona de estudio registró un status ecológico pobre principalmente este porcentaje se localizó en la zona norte en un área alrededor de las estaciones con un status ecológico malo. En estas estaciones la dominancia D' fue aproximadamente de 0.7 y la equidad J' cercana a 0.3.

En un 27.45% del área de estudio se registró un status ecológico moderado principalmente localizado en la zona norte rodeando a las estaciones con status ecológico pobre. En estas estaciones la dominancia D' estuvo alrededor de 0.3 y la equidad J' alrededor de 0.7

En forma de pequeños parches un status ecológico moderado fue detectado en el cañón de la zona centro, en la cercanía a la planta regasificadora y el arroyo La Misión y entre el cañón submarino de la Bahía de Todos Santos y los ranchos atuneros de Punta Banda. El resto del área de estudio (56.25%) tuvo un status ecológico bueno alcanzando incluso el status de alto al este de las Islas Coronado. En estas estaciones la dominancia D' registró valores menos a 0.2 y la equidad J' valores mayores a 0.7.

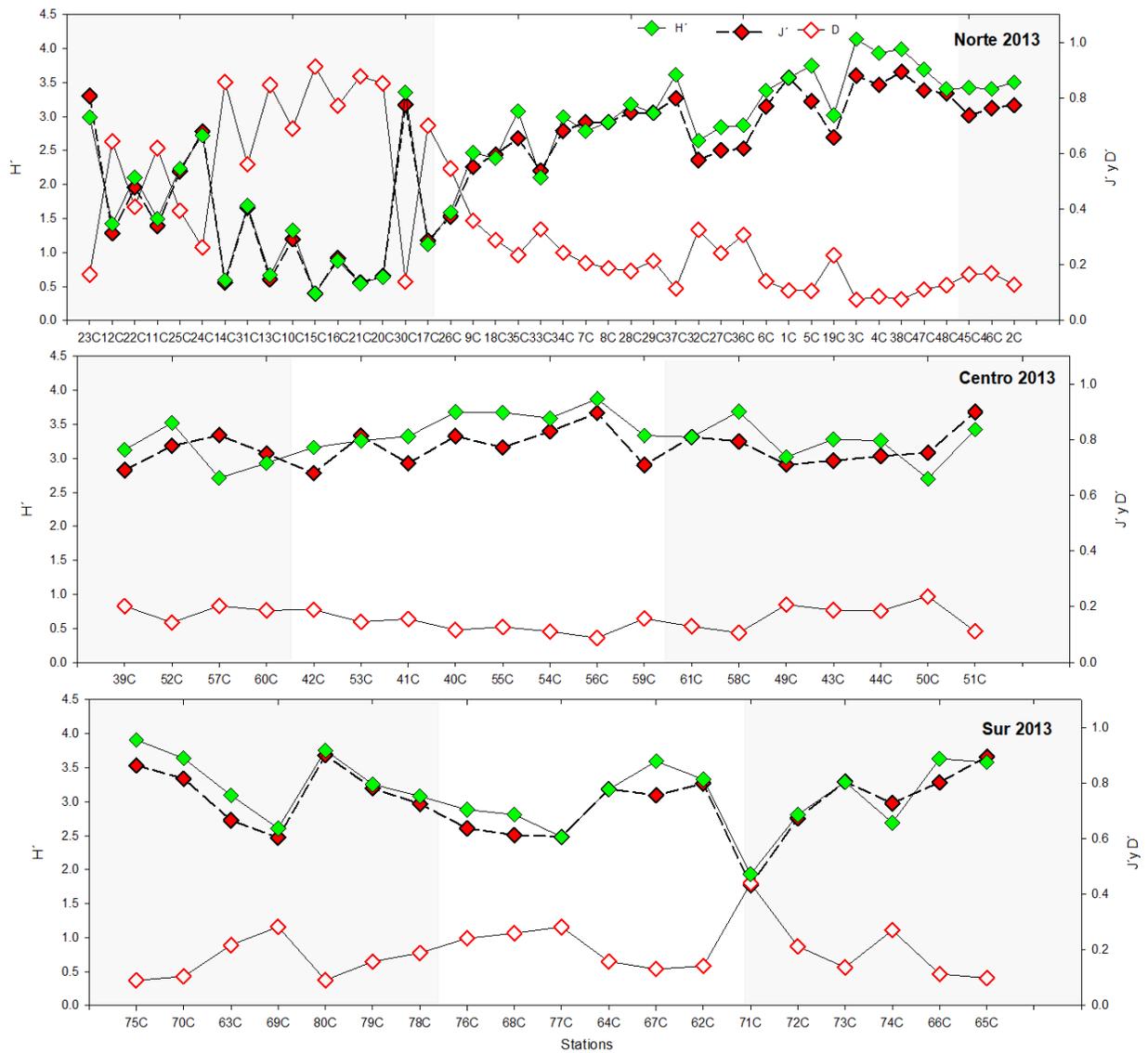


Figura 22.- Diversidad (H'); Equidad (J') y Dominancia (D') en las zonas norte, centro y sur en Bight 2013. Las estaciones están ordenadas de menor a mayor profundidad, las líneas punteadas señalan los estratos I-III.

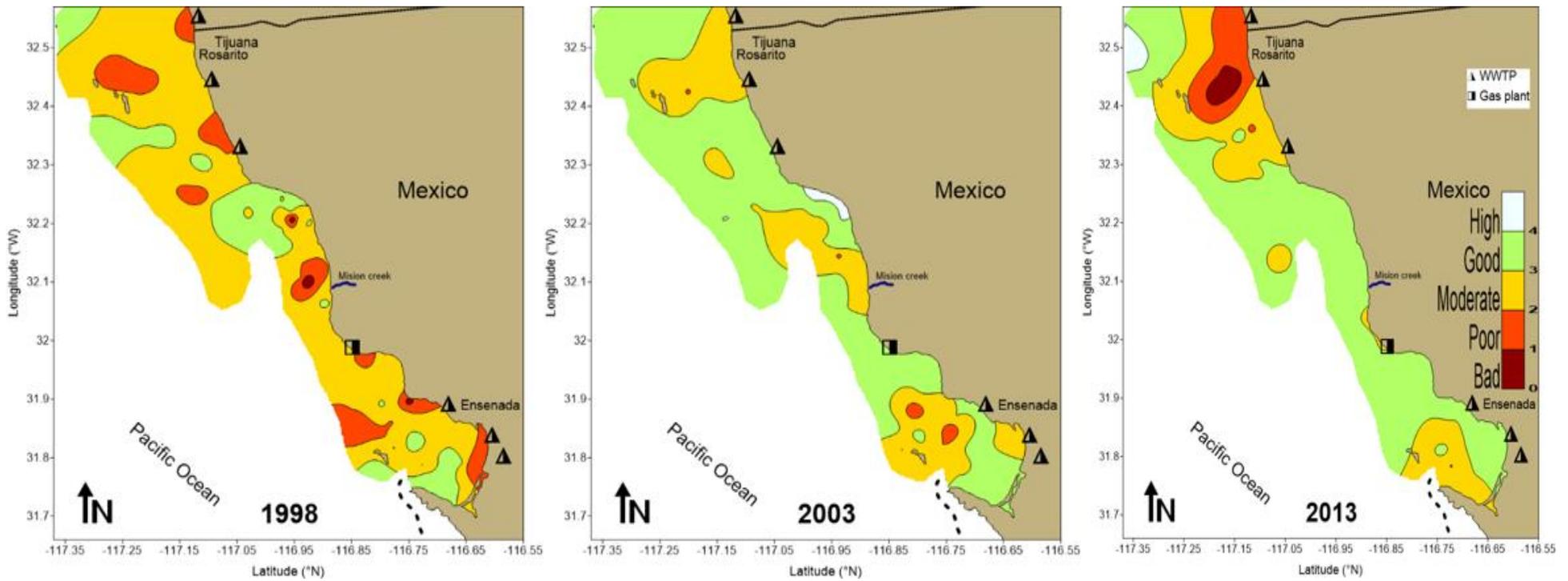


Figura 23.- Índice de diversidad H' y su relación con el status de calidad ecológica.

Grupos funcionales

La matriz obtenida a partir del procedimiento “fuzzy coding” (Chevenet *et al.*, 1994) (Fig 24) fue multiplicada por cada matriz de abundancia de las familias de poliquetos para obtener una matriz con los grupos tróficos para cada estación.

A partir de esta matriz final se realizó un primer grafico general expresado en porcentaje para determinar los grupos tróficos predominantes en cada año de muestreo. En la Figura 25 se observó que los suspensívoros junto con los depositívoros de superficie fueron los grupos dominantes representando entre el 55 y el 65% de la fauna en 1998 y 2003.

En el caso del año 2013 su contribución incrementó a cerca del 85%. El tercer grupo trófico más importante fueron los depositívoros de subsuperficie los cuales representaron alrededor del 15% de la fauna en 1998 y 2003 pero su contribución disminuyó a casi el 5% en 2013.

Los carnívoros, herbívoros y omnívoros representaron entre el 1 y 8 % en 1998; entre el 6 y 11% de la fauna en 2003. Para 2013 la contribución de estos grupos tróficos estuvo entre el 1 y 5%. Los detritívoros fueron el único grupo cuya contribución se mantuvo alrededor de 3% en los tres años de muestreo.

G. Funcional	Acoetidae	Ampharetidae	Amphinomidae	Aphroditidae	Apistobanchidae	Capitellidae	Chaetopteridae	Cirratulidae	Cossuridae	Dorvilleidae	Eunicidae	Fauvellopsidae	Euprosinidae	Fiabelligeridae	Glyceridae	Goniadidae	Hesionidae	Longosomatidae	Lumbrineridae	Magelonidae	Maldanidae	Nephtyidae	Nereididae	Oeononidae	Onuphidae	Ophelidae	Orbinidae	Owenidae	Paralacydoniidae	Paraonidae	Pectinariidae	Pholoidae	Phyllococidae	Pilargidae	Pistonidae	Poecilochaetidae	Polynoidea	Sabellariidae	Sabellidae	Scalibregmatidae	Sigalionidae	Sphaerodoridae	Spionidae	Sternaspidae	Syllidae	Terebellidae	Trichobanchidae
SF	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	2	3	0	0	0	2	0	0	1	0		
SDF	0	3	0	1	0	0	0	2	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	2	0	2	0	2	0	0	0	0	2	0	0	2	0
SSDF	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	3	3	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	3	0	1	3	
HERBIVORE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
DETRITIVORE	2	0	2	0	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CARNIVORE	2	0	2	2	0	0	0	0	0	2	2	0	2	0	3	3	3	3	2	1	0	2	0	3	0	0	0	0	3	0	0	3	2	3	3	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	
OMNIVORE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0		



Familia/Estación	1A	14A	2A	9A	18A	13A	10A	11A	6A	3A	15A
Acoetidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ampharetidae		1	0	1	1	2	0	0	0	0	13
Amphinomidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aphroditidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Apistobanchidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Capitellidae		0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Chaetopteridae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cirratulidae		0	0	0	0	2	4	9	0	58	0
...		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichobanchidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



	1A	14A	2A	9A	18A	13A	10A	11A	6A	3A	15A
SF	8	23	0	9	45	29	25	47	100	6	28
SDF	11	24	6	14	73	31	36	46	147	4	55
SSDF	0	4	2	1	17	0	0	2	6	6	42
HERBIVORE	0	0	2	4	6	0	4	12	6	2	4
DETRITIVORE	0	2	3	2	10	0	0	7	2	3	5
CARNIVORE	3	5	13	13	23	8	16	5	26	12	13
OMNIVORE	0	0	0	0	9	3	0	0	3	0	3

Figura 24.- Ejemplo de las matrices que se utilizaron para obtener los grupos funcionales.

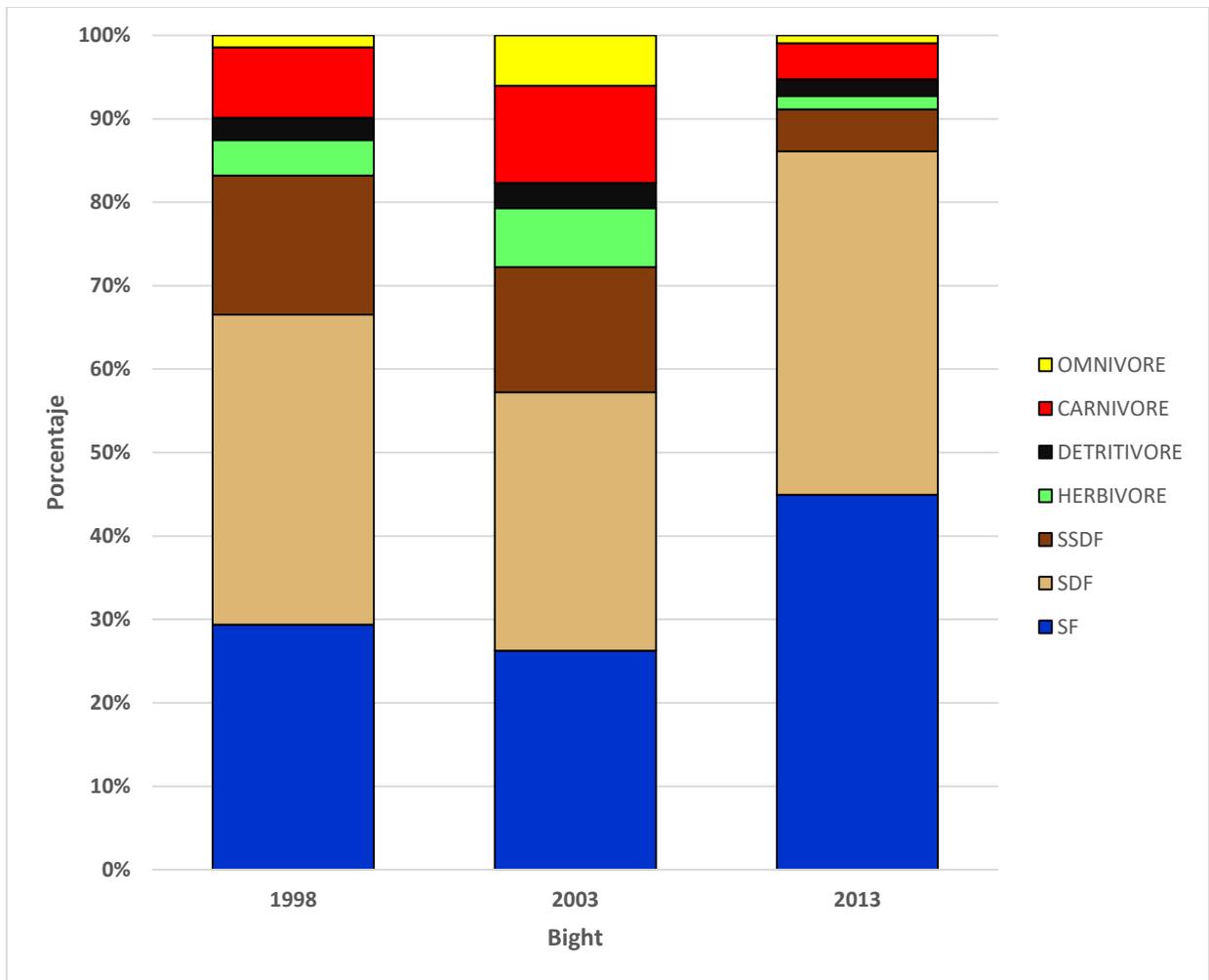


Figura.- 25 Grupos tróficos en los tres años de muestreo: suspensívoro (SF) depositívoro de superficie (SDF), depositívoro de subsuperficie (SSDF) herbívoro (H), carnívoro (C) y omnívoro (O).

Bight 98

El gráfico (Fig. 26) muestra la contribución de los grupos tróficos por estación de muestreo. Fue observado que las estaciones cercanas a las descargas de las plantas de tratamiento Binacional y Punta Bandera presentaron un aumento de depositívoros de superficie o carnívoros con valores cercanos al 50% de la fauna.

En la zona centro en las estaciones cercanas a las descargas del arroyo La Misión registraron un incremento en el porcentaje de depositívoros de superficie y subsuperficie alcanzando valores entre el 30% y 50%. Por otra parte, al sur de Punta Descanso se registró un incremento notorio de carnívoros (66%).

En la zona sur, en las descargas de las plantas de tratamiento del Sauzal, El Gallo y El Naranjo se observó un incremento en la presencia de carnívoros (25-45%); omnívoros (5-35%).

En general en zonas lejanas o alejadas a las descargas continentales los suspensívoros y sedimentívoros de superficie están presentes con porcentajes alrededor del 30%; respectivamente; para el caso de los sedímentívoros de subsuperficie el porcentaje es del 15%; los carnívoros con porcentajes menores al 15% y el resto de grupos tróficos con porcentajes menores al 10%.

Norte

Centro

Sur

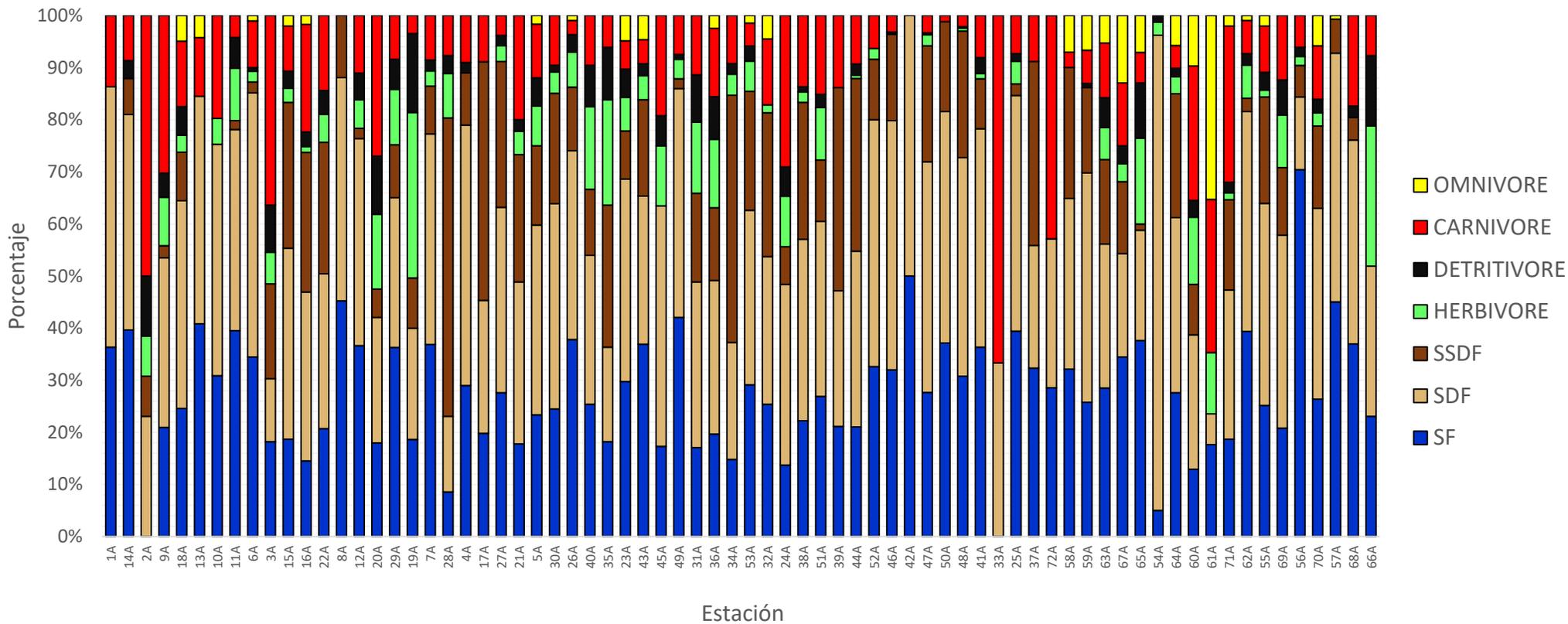


Figura 26.- Grupos tróficos por estación de muestreo en Bight 1998. Las flechas indican zonas de descargas

Bight 2003

En la figura 27 se observó que en la mayoría de las estaciones los suspensívoros representaron entre el 10% y 40% de la fauna para cada una de las estaciones, en el caso de los depositívoros superficiales se observó un porcentaje similar por estación. Mientras que las mayores variaciones por estación fueron observadas en el resto de los grupos tróficos.

En la zona norte las estaciones asociadas a las descargas de las plantas de tratamiento Binacional y de Punta Bandera, los omnívoros estuvieron presentes con un valor de entre 1% y 17%, en la descarga de La Misión se registraron en menos del 2% de la fauna. En las descargas del arroyo San Miguel y las Plantas de tratamiento también se registraron porcentajes entre 1% y 14%. El mayor porcentaje de omnívoros se registró al oeste de la Isla Todos Santos (estación 60), donde registraron un valor aproximado de 50%.

Los mayores porcentajes de herbívoros (~50%) y detritívoros (~30%) se registraron en la estación 58 localizada en la entrada norte de la bahía de Todos Santos, sin embargo en el resto de las estaciones estos grupos tróficos representaron menos del 20% y 15% respectivamente. Por último el mayor porcentaje (~70%) de depositívoros de subsuperficie se registró en la estación 42 localizada al norte de la desembocadura del arroyo La Misión. Para el resto de las estaciones los porcentajes de depositívoros de subsuperficie fueron menores al 40%.

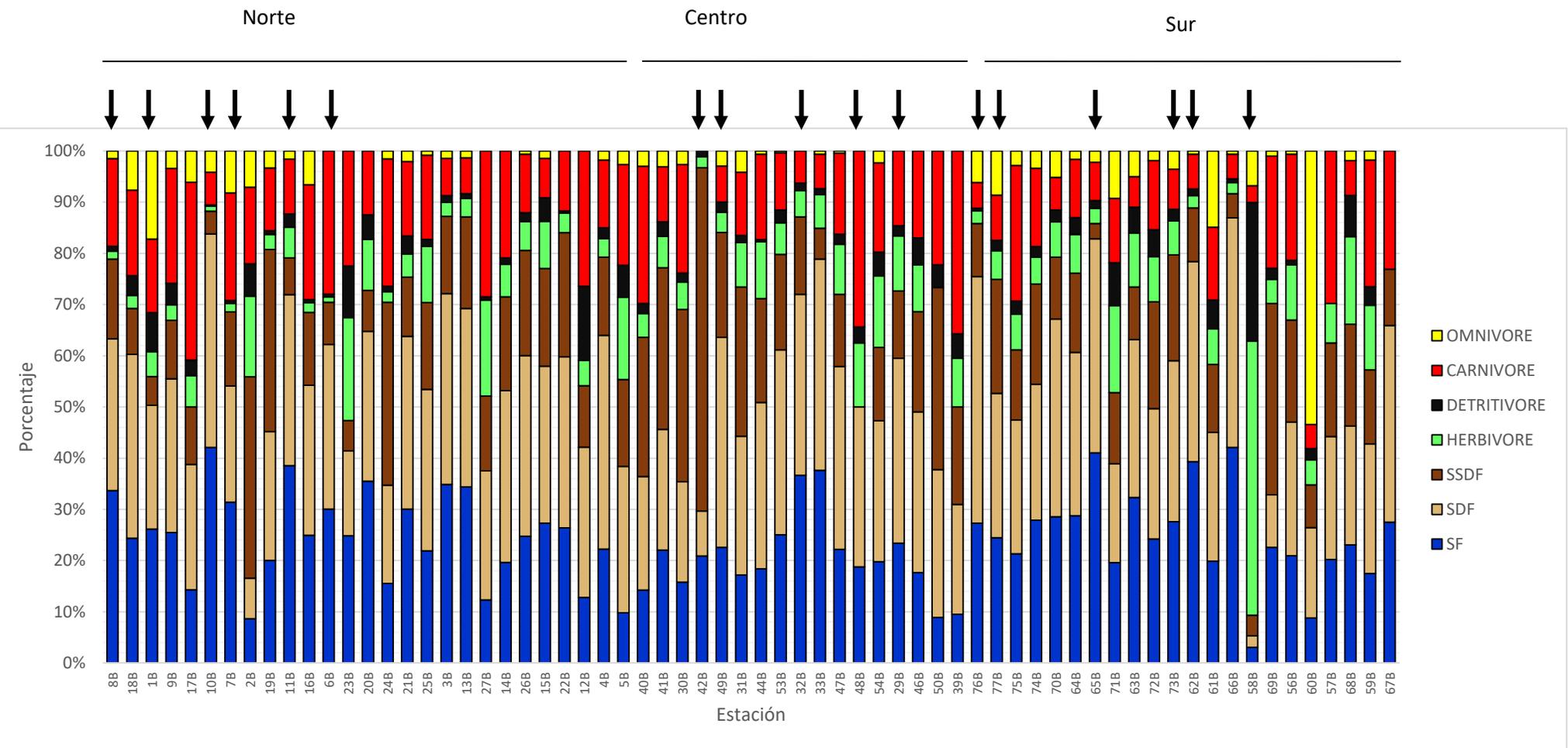


Figura 27.- Grupos tróficos por estación de muestreo en Bight 2003. Las flechas indican zonas de descargas

Bight 13

En la zona norte en las estaciones cercanas a las desembocaduras de las plantas de tratamiento Binacional y Punta Bandera, los organismos suspensívoros y depositívoros de superficie, fueron los mejor representados, en conjunto acumularon cerca del 90 al 95% de la fauna registrada en estas estaciones (Fig. 28). En las estaciones alejadas a las descargas otros grupos tróficos como los carnívoros estuvieron mejor representados en un intervalo del 5% al 30%; los sedimentívoros de subsuperficie del 5% al 20%, el resto de los grupos tróficos en general tuvo una representación menor al 10%.

En la zona centro se observaron menos variaciones entre los grupos tróficos de cada estación, siendo los suspensívoros y depositívoros de superficie los dominantes con valores cercanos a 30% cada uno. Seguidos por los depositívoros de subsuperficie con un intervalo del 10-25% y el resto de los grupos tróficos fueron representados con porcentajes menores al 15%.

En la zona sur hubo una mayor presencia de omnívoros con porcentajes de entre el 5 y 15% y un incremento en el porcentaje de suspensívoros 50-70% y depositívoros de superficiales, los cuales fueron representados en un 30-35%, el resto de los grupos tróficos tuvieron porcentajes menores al 15%

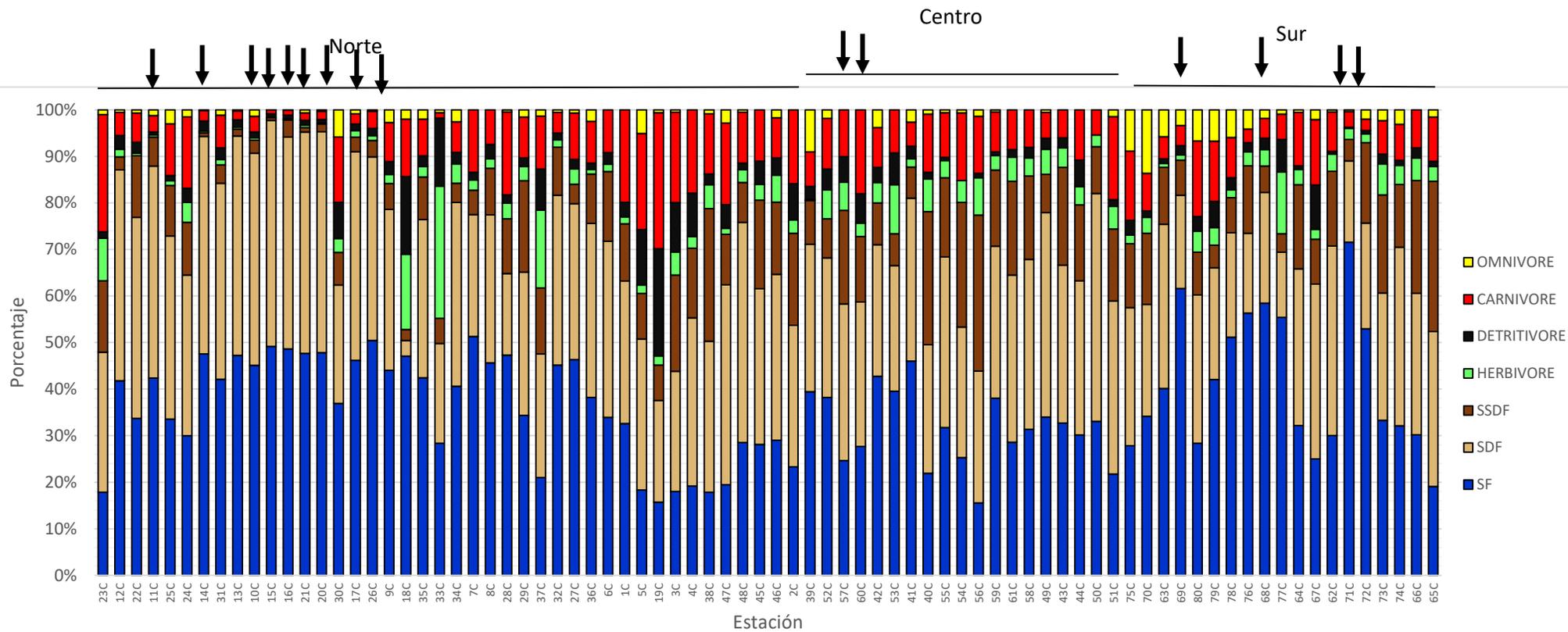


Figura 28.- Grupos tróficos por estación de muestreo en Bight 2013. Las flechas indican zonas de descargas

Análisis Multivariado

Distribución espacial de la fauna

Los patrones de distribución de los ensamblajes fueron visualizados en un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) este registró un valor de estrés de 0.23 en 1998; 0.21 en 2003 y 0.13 en 2013 (Fig. 29. A-C). La disminución del valor de estrés de 1998 a 2013 indicó que la ordenación de las estaciones fue mejorando, lo que permitió visualizar mejor la ordenación de las estaciones a lo largo de un gradiente ambiental relacionado con la profundidad.

En 1998 a pesar de la amplia dispersión de las estaciones en general se pudo observar cierta tendencia de ordenación con respecto a la profundidad. En 2003 la separación por estrato de profundidad tuvo una mejor representación en la separación de las estaciones someras e intermedias de las profundas. Para 2013 este gradiente de profundidad fue más claro. La ordenación permitió diferenciar mejor entre estaciones someras, intermedias y profundas.

En los gráficos de las ordenaciones nMDS previamente obtenidas para cada año se etiquetó a las estaciones de acuerdo a su status de calidad ecológica el cual fue determinado previamente con el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Fig. D-F). Esta vez los gráficos mostraron una ordenación a lo largo de un gradiente de perturbación desde un status alto-bueno, donde las estaciones estuvieron más próximas entre si y conforme la distancia de las estaciones aumentó estas se caracterizaron por presentar un status que fue de moderado malo.

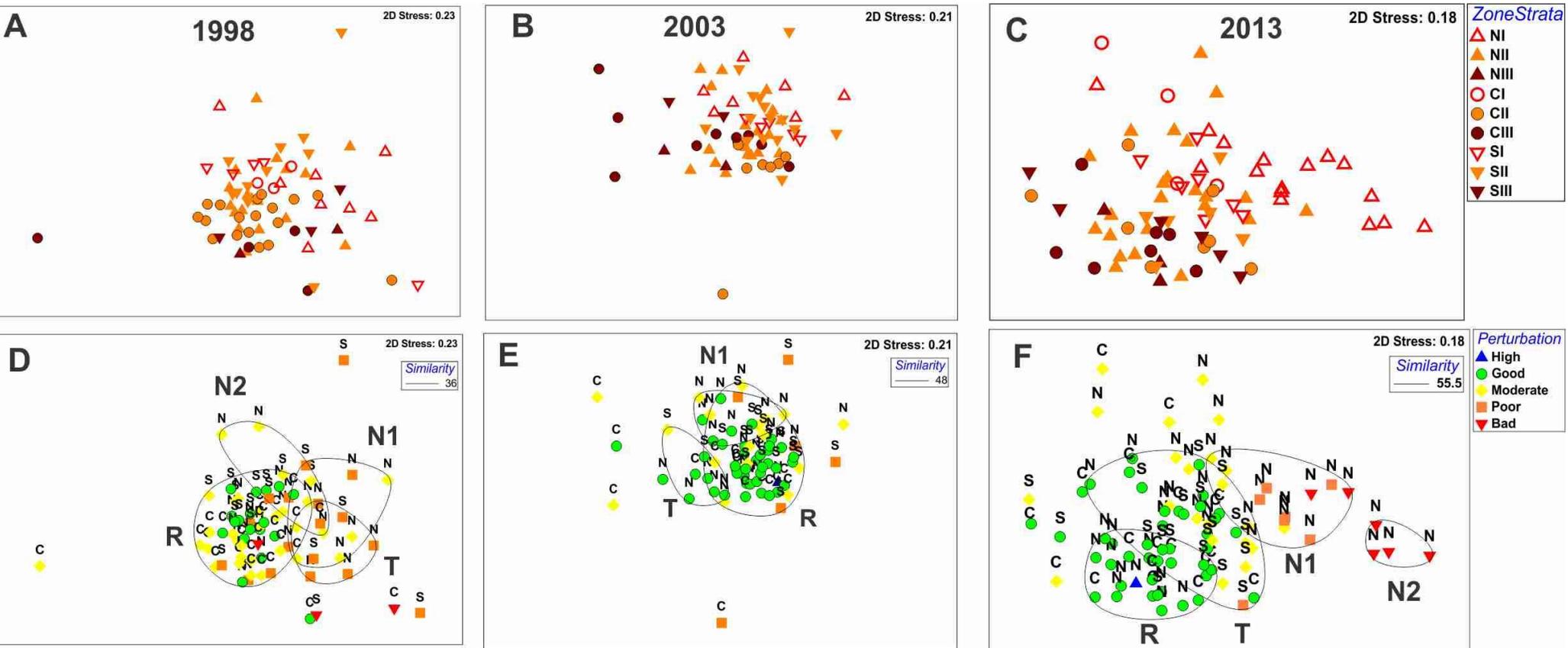


Figura 29.- NMDS para cada año de muestreo. A-C Etiquetados por zona y estrato de profundidad. D-F Etiquetados por status de perturbación e indicando los grupos que se conformaron.

Ensamblajes de poliquetos

En 1998 se determinó una alta heterogeneidad entre estaciones de muestreo por lo que un valor de similitud mayor al 36% permitió definir los agrupamientos faunísticos. Para 2003 dada una mayor similitud entre las estaciones un porcentaje de similitud mayor al 50% permitió diferenciar agrupamientos faunísticos. Finalmente en 2013 este porcentaje incrementó a 55.5%.

Estos agrupamientos fueron representados en los nMDS donde se etiquetaron a las estaciones de acuerdo a su status ecológico. Para los tres años de muestreo las estaciones con un status ecológico bueno formaron un agrupamiento central al que se definió como R (condiciones de referencia). A lado de este agrupamiento R con un status moderado a bueno se formó otro agrupamiento al que se nombró T (condiciones de transición) y por últimos se formaron dos agrupamientos (N1 y N2) los cuales se caracterizaron por englobar estaciones con un status malo a moderado.

El agrupamiento N1 agrupo principalmente estaciones cercanas a las descargas del estuario del río Tijuana y las plantas de tratamiento Binacional y de Punta Bandera. El agrupamiento N2 fue conformado por estaciones localizadas entre las descargas de las plantas de tratamiento de la zona norte. Estos cuatro agrupamientos principales (R, T, N1 y N2) fueron determinados en 1998 y 2013 mientras que en 2003 solo fueron diferenciados tres agrupamientos (R, T y N1).

Una vez identificados los agrupamientos, por medio de un análisis SIMPER se procedió a determinar los ensamblajes de familias de poliquetos en cada agrupamiento.

En 1998 el análisis SIMPER (Tabla 7) mostró que la familia Spionidae fue la que más contribuyó en la formación de los agrupamientos: R (28%), T (38%) y N1 (65%). Mientras que en el agrupamiento N2 la familia Spionidae estuvo ausente por lo que la familia Sigalionidae (33%) fue la que más contribuyó.

En el agrupamiento N1 fue el que registro el menor número de familias (cuatro) que contribuyeron a su formación; siete familias contribuyeron a la formación del agrupamiento N2; seis en el agrupamiento T y 13 familias en el agrupamiento R.

Tabla 7.- Familias que contribuyeron a la formación de agrupamientos en Bight 1998.

Bight 1998							
Agrupamiento	R		T		N1		N2
Similitud promedio (%)	48.05		42.29		43.47		51.47
Familia	Contribución (%)	Familia	Contribución (%)	Familia	Contribución (%)	Familia	Contribución %
Spionidae	28.28	Spionidae	38.51	Spionidae	65.28	Sigalionidae	33.76
Ampharetidae	12.67	Onuphidae	19.25	Sigalionidae	18.99	Ampharetidae	23.87
Maldanidae	9.33	Glyceridae	13.94	Terebellidae	5.61	Onuphidae	11.92
Onuphidae	8.99	Cirratulidae	10.1	Cirratulidae	4.45	Lumbrineridae	11.23
Terebellidae	5.85	Lumbrineridae	6.6			Phyllodocidae	4.35
Sigalionidae	5.06	Oweniidae	4.55			Maldanidae	3.91
Cirratulidae	4.35					Polynoidae	3.69
Pectinariidae	4.31						
Sternaspidae	3.58						
Nephtyidae	2.83						
Phyllodocidae	2.1						
Sabellidae	2.06						
Paraonidae	1.88						

En 2003 el análisis Simper (Tabla 8) mostró que las familias Spionidae y Maldanidae fueron las que más contribuyeron a la formación del agrupamiento R; Spionidae y Cirratulidae en el grupo T. Mientras que en el agrupamiento N fueron Glyceridae, Spionidae y Cirratulidae las que más contribuyeron a la similitud del grupo. El número de familias que en conjunto contribuyeron a la formación de los agrupamientos incremento con respecto al número registrado en 1998. Nueve familias en el grupo N1; 11 en el grupo T y 16 en el grupo R.

Tabla 8.- Familias que contribuyeron a la formación de agrupamientos en Bight 2003.

Bight 2003					
Agrupamiento	R		T		N1
Similitud promedio (%)	56.45		51.5		59.81
Familia	Contribución%	Familia	Contribución %	Familia	Contribución%
Spionidae	17.85	Spionidae	20.58	Glyceridae	19.67
Maldanidae	11.33	Cirratulidae	18.39	Spionidae	16.2
Cirratulidae	8.15	Sigalionidae	13.57	Cirratulidae	15.38
Onuphidae	7.62	Glyceridae	7.74	Onuphidae	9.13
Lumbrineridae	7.22	Orbiniidae	6.11	Sabellidae	7.25
Sigalionidae	6.45	Terebellidae	5.59	Fauveliopsidae	7.14
Terebellidae	6.28	Paraonidae	5.12	Terebellidae	7.14
Glyceridae	5.23	Capitellidae	4.94	Sigalionidae	5.01
Syllidae	4.17	Nephtyidae	4.28	Maldanidae	4.62
Orbiniidae	3.3	Oweniidae	2.32		
Nephtyidae	3.19	Trichobranchidae	2.21		
Ampharetidae	2.58				
Sabellidae	2.39				
Sternaspidae	2.04				
Capitellidae	2.02				
Paraonidae	1.75				

En 2013 el análisis Simper (Tabla 9) mostró que los taxa que más contribuyeron a la formación de los grupos contribuyeron con porcentajes de 62 a 77%. En los agrupamientos R y T la familia Spionidae contribuyó con un 15-18%; en el grupo N2 con un 40% y en N1 con un 56%.

Las familias Phyllodocidae y Chaetopteridae también contribuyeron de manera importante en los grupos N1, N2 y T. Por otra parte las familias Cirratulidae y Maldanidae contribuyeron en la formación del grupo R. El número de familias asociadas con el 90 % de la similitud en los grupos incremento con respecto a los años previos. Nueve familias en N1, 14 en N2, 17 en T y 19 en R.

Tabla 9.- Familias que contribuyeron a la formación de agrupamientos en Bight 2013.

Bight 2013								
Agrupamiento	R			T	N1			N2
Similitud promedio (%)	63.21			62.55	65.31			77.52
Familia	Contrib. (%)	Familia	Contrib. (%)	Familia	Contrib. (%)	Familia	Contrib. (%)	
Spionidae	15.26	Spionidae	18.6	Spionidae	40.25	Spionidae	56.4	
Cirratulidae	10.48	Chaetopteridae	15.32	Phyllodocidae	7.93	Phyllodocidae	7.95	
Maldanidae	9.77	Cirratulidae	6.52	Chaetopteridae	6.24	Maldanidae	7.47	
Ampharetidae	8.36	Onuphidae	6.34	Lumbrineridae	4.84	Chaetopteridae	5.95	
Terebellidae	5.2	Maldanidae	6.32	Maldanidae	4.77	Ampharetidae	3.29	
Onuphidae	5	Sigalionidae	5.2	Capitellidae	4.72	Dorvilleidae	3.11	
Lumbrineridae	4.88	Ampharetidae	5	Magelonidae	4.63	Orbiniidae	2.37	
Capitellidae	4.53	Phyllodocidae	4.26	Syllidae	3.91	Opheliidae	2.11	
Nephtyidae	3.98	Sabellidae	3.52	Cirratulidae	3.67	Cirratulidae	1.96	
Chaetopteridae	3.74	Terebellidae	2.95	Ampharetidae	2.45			
Glyceridae	3.51	Syllidae	2.78	Onuphidae	2.23			
Paraonidae	3.32	Paraonidae	2.74	Glyceridae	2.21			
Goniadidae	2.63	Capitellidae	2.74	Nereididae	2.08			
Sigalionidae	2.25	Magelonidae	2.69	Sabellidae	1.98			
Sternaspidae	1.99	Orbiniidae	2.18					
Amphinomidae	1.98	Goniadidae	2.14					
Opheliidae	1.37	Nereididae	2.07					
Pectinariidae	1.27							
Polynoidae	1.26							

En general en la prueba ANOSIM se observó un valor alto del estadístico $R > 0.4$ (Tabla 10) mismo que incremento de 1998 a 2013, un indicador de que las diferencias entre agrupamientos fueron mayores.

En 1998 la fauna que conformo el agrupamiento N1 no fue significativamente diferente de N2 (ANOSIM, $P > 0.01$). El agrupamiento N2 fue significativamente diferente del grupo T (ANOSIM, $P < 0.005$). Por su parte, el resto de los agrupamientos tuvieron diferencias significativas (ANOSIM, $P < 0.001$).

En 2003 el agrupamiento N1 fue significativamente diferente del grupo T (ANOSIM, $P < 0.01$). Mientras que las diferencias entre los agrupamientos N1 y R; R y T fueron aún más notorias (ANOSIM, $P < 0.001$)

La estructura comunitaria de la macrofauna fue significativamente diferente en todos los agrupamientos en 2013 (ANOSIM, $P < 0.001$).

Las diferencias significativas sugieren que es posible distinguir ensamblajes característicos de áreas que podrían ser consideradas como condiciones de referencia (R) de aquellas que presentan algún grado de perturbación.

Tabla 10.-Comparación de los agrupamientos obtenidos, los valores de R resultado del análisis (ANOSIM) para la prueba de similitud dentro los agrupamientos obtenidos en cada año de muestreo están por encima de la diagonal. Los valores en la diagonal son los porcentajes de similitud dentro de los agrupamientos (SIMPER); los valores por debajo de la diagonal son los porcentajes de disimilitud entre agrupamientos.

1998				
AGRUPAMIENTO	N1	N2	T	R
N1	43.47%	0.464*	0.511**	0.646***
N2	66.32%	51.47%	0.689**	0.727***
T	67.09%	73.81%	42.29%	0.704***
R	65.33%	67.46%	67.61%	48.05%

2003			
	N1	T	R
N1	59.81%	0.664**	0.596***
T	52.99%	51.50%	0.57***
R	53.13%	52.79%	56.46%

2013				
	N1	N2	T	R
N1	77.52%	0.679***	0.609***	0.931***
N2	46.99%	65.31%	0.971***	1***
T	61.53%	46.96%	62.55%	0.563***
R	67.82%	54.15%	44.80%	63.21%

Nota: valores *0.01 ≤ p < 0.05; **0.001 ≤ p < 0.01; *** p < 0.001

Relación fauna-ambiente.

El análisis Bio-Env indico la combinación de variables que mejor explicaron el patrón biótico en correlación con la matriz ambiental. Esta correlación R fue de 0.35 en 2013 y de 0.4 en 1998 y 2003 (Tabla 11).

Aunque la combinación de variables fue distinta en cada año de muestreo, dentro de estas combinaciones las variables en común para los tres años de muestreo fueron: la profundidad y el Hierro. La variable en común para 1998 y 2003 fue el porcentaje de carbono orgánico (%CO); la variable en común entre 1998 y 2013 fue el manganeso y entre 2003 y 2013 fue el cobalto.

El único año en el cual ni el porcentaje de carbono orgánico (%CO) ni el tamaño de grano (% <63 μm) estuvieron dentro de las combinaciones de variables que mejor explicaran el patrón biótico fue en 2013.

Tabla 11.- Resultados del análisis BIO-ENV entre la matriz de abundancia de familias y las variables ambientales en cada año de muestreo ($p < 0.01$).

Bight 1998	
Coefficiente de correlación de Spearman	variable
0.402	%CO y Cu
0.394	%CO, Cu y Mn
0.387	Profundidad, %CO, Cu y Mn
0.38	%CO y Mn
0.379	Profundidad, %CO y Cu
0.379	Profundidad, %CO, Cu, Mn y Fe
0.376	%CO, Cu, Mn y Fe
0.374	%CO, Cu y Fe
0.373	Profundidad, %CO, Cu y Fe
0.365	%CO, Mn y Fe
Bight 2003	
Coefficiente de correlación de Spearman	variable
0.369	Profundidad, %CO, Co y Zn
0.366	Profundidad, %<63 um, %CO, Co y Zn
0.364	Profundidad, %CO, Cr y Zn
0.363	Profundidad, %CO, Co, Cr y Zn
0.363	Profundidad, %CO, Co, Zn y Fe
0.362	%CO y Zn
0.362	Profundidad, %<63um, %CO, Cr y Zn
0.361	Profundidad, %CO, Co y Fe
0.36	Profundidad, %<63um, %CO y Zn
0.359	Profundidad, %<63 um, %CO y Co
Bight 2013	
Coefficiente de correlación de Spearman	variable
0.36	Mn y Fe
0.355	Profundidad, Mn y Fe
0.353	Co, Mn y Fe
0.352	Profundidad y Fe
0.352	Profundidad y Mn
0.351	Mn, Ni y Fe
0.35	Profundidad, Co, Mn y Fe

Diferencias espacio-temporales

Variables ambientales

El análisis Permanova mostró que las variables ambientales medidas en el área de estudio tuvieron diferencias significativas entre años de muestreo ($P < 0.001$). En el caso de las diferencias entre las zonas en cada año de muestreo, la zona norte mostró diferencias significativas con la zona centro en los tres años de muestreo ($0.001 \leq P \leq 0.01$). En 2003 la zona centro tuvo diferencias significativas con la zona sur ($P \leq 0.01$). El resto de las zonas no mostraron diferencias significativas entre sí (Tabla 12).

Fauna

El análisis Permanova mostró que la composición faunística tuvo diferencias significativas entre los años de muestreo ($P < 0.001$). En cuanto a las diferencias entre zonas en cada año de muestreo, en 1998 únicamente la zona centro mostro diferencias significativas ($P < 0.01$) con la zona sur (Tabla 12).

En 2003 la zona norte mostro diferencias significativas con el resto de las zonas ($P < 0.05$) y la zona centro con respecto a la zona sur ($P < 0.001$).

En 2013 la zona norte mostró diferencias significativas con el resto de las zonas ($P < 0.01$), mientras que la zona centro y sur n mostraron diferencias significativas ($P > 0.05$).

Tabla 12.- resultados del análisis Permanova para las comparaciones entre zonas por cada año de muestreo.

Año	Ambiente			Fauna		
	Factor	Comparación	P	Factor	Comparación	P
1998	Zona	Norte-Centro	0.01	Zone	Norte-Centro	0.061
		Norte-Sur	0.285		Norte-Sur	0.132
		Centro-Sur	0.431		Centro-Sur	0.008
2003	Zona	Norte-Centro	0.01	Zone	Norte-Centro	0.011
		Norte-Sur	0.012		Norte-Sur	0.011
		Centro-Sur	0.002		Centro-Sur	0.001
2013	Zona	Norte-Centro	0.001	Zone	Norte-Centro	0.005
		Norte-Sur	0.084		Norte-Sur	0.006
		Centro-Sur	0.056		Centro-Sur	0.06

DISCUSIÓN

Tamaño de grano y porcentaje de carbono orgánico

Estudios previos en la cuenca del Bight han determinado que La zona somera típicamente contiene sedimentos arenosos, debido a que el oleaje re-suspende la fracción fina del sedimento y la transporta hacia mar adentro mientras, que sedimentos finos son acumulados en zonas profundas (Schiff *et al.*, 1998; Noblet *et al.*, 2002; Schiff *et al.*, 2006; Schiff *et al.*, 2011; Dooder *et al.*, 2016)

En el área de estudio la predominancia de sedimentos gruesos y la dispersión de contaminantes ha sido relacionada con los procesos oceanográficos de alta energía asociados al sistema de la corriente de California (Rodríguez-Villanueva *et al.*, 2003; Macías-Zamora *et al.*, 2016). El incremento en el porcentaje de la fracción limo-arcillosa en la zona norte de 1998 a 2013 podría estar relacionado con el material particulado descargado por la planta de tratamiento Binacional, la cual inicio operaciones en 1999 y desde entonces descarga alrededor de 25 millones de galones al día, de aguas con un tratamiento primaria avanzado.

El factor determinante en la distribución de la textura del sedimento probablemente sean las corrientes, mareas y el espectro de energía hidrodinámica ocasionada por el viento, en el sedimento superficial (Schiff *et al.*, 2006). Sin embargo, la disminución regional en el porcentaje de la fracción limo-arcillosa detectada en los sedimentos del área de estudio en 2013, con respecto a los muestreos previos, podría estar relacionada con las condiciones climáticas de cada año de muestreo.

En 1998 el muestreo fue llevado a cabo cuando recién había terminado un fenómeno del Niño considerado como fuerte el cual se presentó de 1997 a 1998. En este período la precipitación anual fue alrededor de 500 mm/año (Pavía & Badan 1998). Por lo que hubo importantes aportes de sedimento desde la costa, por las plantas de tratamiento, ríos, arroyos y fuentes no puntuales por escorrentía fueron introducidos al mar.

En 2003 el muestreo fue realizado posteriormente a un evento débil del Niño que ocurrió de 2002 a 2003, en este último año la precipitación fue de alrededor de 200 mm/año (Alvarez *et al.*, 2007). Por último en 2013 el muestreo fue llevado a cabo en severas condiciones de sequía, la peor de la cual se tenga registro en el último siglo (Griffin & Anchukaitis 2014) con precipitaciones menores a 200 mm/año.

En las zonas costeras del sur de California, Sabin *et al.*, (2005) estimó que la contribución de metales traza por depositación atmosférica asociada a las lluvias fue de entre 57 y 100% del total de metales traza aportados en las descargas anuales de agua de lluvia. Lo cual resalta la importancia de esta contribución a cuerpos de agua cercanos a centros urbanos.

Metales

En el presente estudio las mayores concentraciones de metales fueron encontradas en zonas de descargas y en zonas profundas, algo previamente observado en el resto de la cuenca del Bight (Schiff *et al.*, 1998; Noblet *et al.*, 2002; Schiff *et al.* 2006; Schiff *et al.*, 2011; Dooder *et al.*, 2016)

El material suspendido en forma coloidal o particulado son importantes componentes en el proceso de captura y transferencia de elementos traza al sedimento debido a su fuerte capacidad de adsorción (Bloundí *et al.*, 2009; Zirino *et al.*, 2013, por lo que la falta de la contribución de metales traza asociada a las lluvias y a las descargas continentales podría estar relacionada con la disminución de sitios enriquecidos en metales traza en 2013. Este efecto fue observado en sedimentos marinos del norte de Australia, donde sedimentos colectados durante temporada de lluvias generalmente contenían mayores concentraciones de metales, las cuales tendían a decrecer durante la temporada de secas (Neave *et al.*, 2013).

El único sitio enriquecido en todos los metales medidos fue detectado en 2003, este se localizó en la zona sur en el cañón submarino de la Bahía de Todos Santos. Este enriquecimiento podría estar asociado a que esta zona funciona como sitio de

depósito de los dragados del puerto de Ensenada. El cual estaba en operaciones en aquel año. En esta misma zona Gutiérrez-Galindo *et al.*, (2010) determinaron un enriquecimiento en plata en los sedimentos marinos del cañón submarino. Romero-Vargas-Márquez (1995) observó altas concentraciones de Cd, Cu, Zn y Ni en este mismo sitio. En la columna de agua Lares *et al.*, (2009) registraron altas concentraciones de Zn, Cd y Ni en aguas superficiales aledañas al sitio depósito de dragados por lo que las altas concentraciones fueron atribuidas a la re-suspensión y transporte del material sedimentario depositado en el área.

En cuanto, a los sitios enriquecidos en cobre y zinc altas concentraciones de este metal han sido asociadas a su aporte derivado del pintado y limpieza de embarcaciones (Neira *et al.*, 2013). Mientras que el aumento de sitios enriquecidos en plomo el año 2003 podría estar relacionado con el plomo presente en el medio aportado vía atmosférica y por las descargas continentales, ya que hasta finales de la década de 1990 se dejó de adicionar plomo a las gasolinas (Han *et al.*, 2002). De hecho en el monitoreo de la cuenca del Bight en 1994 el patrón de distribución de las concentraciones de plomo en el sedimento marino ejemplificó el patrón espacial típico de la mayoría de los metales.

Por otra parte, la tendencia de disminución de las concentraciones de Fe y Mn también parece ser reflejo de la disminución de aportes terrígenos, derivados de la sequía, cuando no hay un aporte por descargas de ríos, el polvo es la mayor fuente de hierro y manganeso al océano (Mendez *et al.*, 2010). Sin embargo, estos elementos presentan formas de disolución distinta. La disolución del manganeso está en función de la cantidad de partículas de polvo mientras que la disolución del hierro depende de la capacidad de la formación de ligandos como los producidos por bacterias y el fitoplancton, los cuales mantienen el hierro en solución y biodisponible (Barbeau 2006). Debido a ello un aumento en el depósito de polvo no necesariamente causa un aumento en la concentración de hierro en el océano Mendez *et al.*, 2010.

Los cambios interanuales en el tamaño de grano, porcentaje de carbono orgánico y concentraciones de metales determinados en el presente estudio, no coincide con lo reportado en el monitoreo de la cuenca del Bight en la parte estadounidense, donde concluyen que la variación interanual es mínima sin ninguna relación con los efectos de El Niño en sus diferentes etapas, ni con la sequía de los últimos años (Schiff *et al.*, 1998; Noblet *et al.*, 2002; Schiff *et al.*, 2006; Schiff *et al.*, 2011; Dooder *et al.*, 2016).

Estructura comunitaria

El incremento en abundancia y diversidad de poliquetos registrado en los años 2003 y 2013 con respecto a lo reportado previamente por Rodríguez-Villanueva *et al.*, (2003) durante 1998, probablemente estén relacionados con la perturbación regional causada por el evento de El Niño fuerte ocurrido en 1997-1998 y la disminución de esta perturbación en el evento de niño débil de 2002-2003. El cual en su fase fría provoca lluvias las cuales causan perturbaciones en el sedimento por la compleja interrelación entre el efecto de las corrientes, mareas, composición del sedimento y las interacciones bióticas (Hall 1994).

Para el año 2013 las condiciones de sequía causaron una menor perturbación regional en el ambiente béntico y por lo tanto favorecieron el incremento regional en la abundancia y riqueza de familias de poliquetos. Esto en parte ocasionado por la alta heterogeneidad en la distribución de la fracción limo-arcillosa del sedimento y la disminución en el porcentaje de esta fracción con respecto a los años previos de muestreo, causando una mayor presencia de sedimentos gruesos los cuales proveen espacios intersticiales que presentan diversos hábitat, así como una variedad de fuentes de alimento para la co-existencia de múltiples grupos tróficos. (Muniz & Pires 1999)

En cuanto al aspecto de perturbaciones a nivel regional, se ha observado que fenómenos naturales como monzones y ciclones tienen un impacto en las comunidades bénticas de poliquetos causando cambios en la composición de

poliquetos, reducción de la densidad y diversidad así como los grupos funcionales (Sivadas *et al.*, 2010; Soniyia *et al.*, 2016).

El incremento en abundancia, riqueza y diversidad de familias de poliquetos observadas en el presente estudio después del fenómeno de El Niño 1997-1998 es consistente con lo mencionado por Minnich *et al.*, (2000) quienes determinaron que dos de los principales efectos del Niño en las comunidades de invertebrados bénticos son los cambios en la composición de especies y alteraciones en la abundancia y biomasa.

Los cambios en composición en 2013 por las familias Spionidae y Chaetopteridae son consistentes con lo observado en la ciudad de San Diego donde la alta dominancia de especies de espionidos y Chaetoptéridos fue reportada junto con un incremento en la abundancia de espionidos de 2007 a 2013. Estos cambios fueron atribuidos a la profundidad y a las características del sedimento (City of San Diego, 2014).

Díaz-Jaramillo *et al.*, (2008) observaron amplias comunidades de espionidos en áreas que naturalmente se caracterizan por un alto contenido de materia orgánica, particularmente Elías *et al.*, (2006) han indicado que las altas densidades de espionidos son asociadas a zonas de descargas de aguas residuales. Por tanto en el presente estudio las familias Spionidae y Chaetopteridae podrían estar respondiendo tanto a efectos locales (plantas de tratamiento de aguas residuales) como a efectos regionales por eventos del Niño y condiciones de sequía y las implicaciones de los efectos regionales en los procesos oceanográficos de alta energía del sistema de la corriente de California.

Las perturbaciones observadas en el interior de la Bahía de Ensenada en buena medida son atribuidas a las actividades portuarias por el movimiento de embarcaciones y dragado del puerto las cuales afectan las comunidades de poliquetos llegando a causar una dominancia de especies oportunistas en el interior

del puerto (Lizarraga-Partida 1974; Secretaría de Marina 1983; Donath-Hernández y Loya-Salinas 1989; Donath-Hernández & Loya-Salinas 1989; Rodríguez-Villanueva *et al.*, 2000) como se ha observado en otros puertos del mundo (Sivadas *et al.*, 2010)

Las familias de poliquetos dominantes en el presente estudio como (*e.g.* Spionidae, Sigalionidae, Ampharetidae y Maldanidae) coinciden con las reportadas en los estudios realizados en el resto de la cuenca del Bight (Bergen *et al.*, 1998; Ranasinghe *et al.*, 2003; Ranasinghe *et al.*, 2007; Ranasinghe *et al.*, 2012; Gillett *et al.*, 2017). Por lo que la función ecológica de estas familias se mantiene a lo largo de la cuenca.

De acuerdo con Jumars *et al.*, (2015) las familias registradas como dominantes en la presente investigación, son predominantemente depositívoros de superficie (Ampharetidae, Terebellidae y Oweniidae); depositívoros subsuperficiales (Maldanidae y Cirratulidae) y únicamente Onuphidae y Phyllodocidae son considerados como carnívoros o detritívoros.

Especies oportunistas de las familias Capitellidae, Cirratulidae, y Spionidae se caracterizan por su capacidad de proliferar posteriormente a un incremento de materia orgánica (Soniya *et al.*, 2016). Estudios han sugerido que especies de Chaetoptéridos (*Spiochaetopterus* complex) podrían ser consideradas como indicadores de sedimentos contaminados por materia orgánica (Lopez-Jamar 1985)

Los espionidos y la mayoría de las especies bénticas de la familia Chaetopteridae utilizan formas de alimentación tanto suspensívoras como depositívoras (Jumars *et al.*, 2015). Los factores que afectan el cambio en el modo de alimentación se encuentran en el cambio en el flujo horizontal de partículas, la velocidad de flujo y especialmente la calidad de las partículas suspendidas (Taghon *et al.*, 1980; Bock & Miller 1996). Estas características ambientales podrían explicar los cambios observados en la comunidad de poliquetos durante 2013, en especial en zonas perturbadas donde la abundancia de espionidos y chaetoptéridos fueron altas.

Fauna-ambiente

La baja correlación espacio temporal observada entre las familias de poliquetos y las variables ambientales, puede ser explicada por la complejidad causada por los patrones de corrientes en la heterogeneidad sedimentaria (schiff *et al.*, 2000) en combinación con los eventos del Niño y condiciones de sequía. La asociación de concentraciones de metales con efectos en la comunidad suele ser difícil de establecer en términos de causa efecto dado que factores como otros contaminantes, hidrodinámica, estabilidad del sedimento competencia, bioturbación, patrones de reclutamiento y variabilidad natural (Oug 1998).

Rodríguez-Villanueva *et al.*, (2003) indicaron que la profundidad, tamaño de grano ($\% < 63 \mu\text{m}$) y $\% \text{CO}$ fueron las variables ambientales asociadas a la diversidad de poliquetos en la zona. En 2003 se determinó que la correlación de la profundidad, $\% \text{CO}$, Cu y Zn con la estructura comunitaria fue baja.

Muñoz-Barbosa *et al.*, (2012) señalaron que concentraciones altas de Cu y Zn en los sedimentos de la bahía de Todos Santos podrían tener un efecto adverso en la biota. El impacto y dispersión de las características químicas de las plumas de las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales desde san Diego hasta la Bahía de Todos Santos han sido poco estudiadas. Sin embargo, estas plumas podrían ser el mecanismo primario para el intercambio y transferencia de nutrientes, compuestos orgánicos y metales traza a las bahías y zonas costeras (Volpe & Esser, 2002).

Por otra parte, se ha observado que familias Spionidae, Sabellidae y Syllidae que fueron dominantes en la zona de estudio son tolerantes a contaminación por Cobre Neira *et al.*, 2013, sin embargo las comunidades fueron menos diversas (Neira *et al.*, 2011).

Lam & Bishop (2008) mencionan que la adición de Fe y Mn desde los márgenes continentales al mar en combinación con los procesos de mezcla es al menos tan

importante como el transporte de estos metales vía atmosférica. En 2013, las bajas precipitaciones y una menor perturbación por proceso de mezcla resultaron en un incremento de Fe y Mn con respecto a la profundidad, por lo que estos metales presentaron una correlación baja con los patrones de la estructura comunitaria.

Al respecto se ha mencionado que cuando no hay una variable clara que explique los cambios dramáticos en la comunidad béntica dichos cambios pudieran estar asociados a condiciones climáticas severas, ya que los cambios ocasionados por fenómenos naturales en las comunidades macrobénticas podrían ser más importante de lo que generalmente se toma en cuenta en el diseño de programas de monitoreo (Quiroz-Martínez *et al.*, 2012).

Probables efectos locales sobre la comunidad béntica fueron observados y algunos de estos podrían ser resultado de actividades antropogénicas llevadas a cabo en el área. En la zona norte y sur estos efectos están estrechamente relacionados con las descargas de las plantas de tratamiento. En la zona centro fue observado el efecto de la descarga del arroyo La Misión fue registrado en 1998 y 2003 pero no en 2013, lo cual pareciera estar asociado a una menor descarga del arroyo a causa de la sequía.

Adicionalmente en 2013 se determinó un grado de perturbación próximo a la planta de gas natural. La zona norte registró diferencias tanto en las variables ambientales como en la composición faunística de poliquetos con respecto a la zona centro en los tres años de muestreo. Con excepción del año de 1998 cuando no se registraron diferencias significativas posiblemente debido a que la planta de tratamiento binacional aun no iniciaba en operaciones.

En el presente estudio si se observaron diferencias latitudinales importantes entre las zonas norte, centro y sur, lo cual difiere de lo encontrado en los estudios regionales del Bight donde Bergen *et al.*, (2001) mencionan que la latitud no fue un factor importante para determinar ensamblajes de invertebrados bénticos.

Se detectaron cambios ambientales y en la fauna de poliquetos asociados a los fenómenos del Niño y a las descargas de aguas continentales naturales y de aguas

residuales lo cual difiere con lo reportado en el resto de la cuenca del Bight donde no se han registrado diferencias asociadas a este fenómeno y mínimas diferencias han sido atribuidas a las descargas de aguas residuales (Bergen *et al.*, 1998; Ranasinghe *et al.*, 2003; Ranasinghe *et al.*, 2007; Ranasinghe *et al.*, 2012; Gillett *et al.*, 2017).

Estos cambios interanuales han sido determinados en la zona de estudio en otros grupos faunísticos como el zooplancton. El cual durante la fase cálida del Niño 1997-1998 mostró una biomasa de zooplancton relativamente alta debida principalmente por la presencia de salpas (Lavaniegos *et al.*, 2002). Los cambios asociados al fenómeno del niño 1997-1998 en la composición de especies de copépodos registraron una mayor influencia de especies ecuatoriales, tropicales-subtropicales y cosmopolitas de zonas templado-cálidas, mientras que especies subárticas estuvieron prácticamente ausentes. (Jiménez-Pérez & Lavaniegos, 2004).

Posteriormente, durante el Niño 2002-2003 se detectó en el zooplancton un incremento en la presencia de quetognatos, los cuales presentaron un patrón similar al de El Niño 1997-1998 (Durazo & Lavaniegos, 2005).

Si bien no hubo condiciones el Niño en alguna de sus fases en 2013, durante el período de 2012-2014 SCB experimento las condiciones de sequía más severas en el último siglo (Griffin & Anchukaitis, 2014). Lo que representa unas condiciones climáticas regionales particulares con respecto a los años previos.

En un estudio regional sobre las condiciones de la corriente de California Wells *et al.*, (2013) determinaron que en el periodo 2012-2013 la corriente de California no presento las características de un año promedio, en este año diferentes poblaciones por ejemplo: anchovetas, copépodos y salpas incrementaron en abundancia estos cambios en la disponibilidad de alimento fue asociado a cambios las poblaciones de aves marinas y mamíferos marinos a lo largo de la corriente de California.

A nivel local frente a las costa de Baja California en la columna de agua (Gonzalez-Silvera *et al.*, 2016) determinaron que ocurrió un incremento en la profundidad de la zona eufótica y un cambio en la composición de especies del fitoplancton lo que ocasionó un descenso en las concentraciones de clorofila y la concentración de nitratos, así como cambios en la composición de pigmentos.

Por lo que los cambios en composición de familias e incremento de abundancia de y diversidad de poliquetos determinados en el presente trabajo pudieran estar relacionados con los cambios regionales y locales en las características de la corriente de California en el período 2012-2013.

CONCLUSIONES

Se observaron cambios temporales en las variables ambientales medidas: una disminución en la fracción limo arcillosa, una mayor estratificación de un gradiente ambiental asociado a la profundidad de las estaciones someras a profundas.

Temporalmente se observó una reducción en el número de sitios enriquecidos en metales traza (Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn) de 1998 a 2013, probablemente asociado a la disminución en las descargas terrígenas del continente asociadas a la temporada de lluvias.

En 2013 hubo cambios en la composición de familias de poliquetos por una alta frecuencia y abundancia de las familias Spionidae, Chaetopteridae y Phyllodocidae especialmente en las estaciones próximas a las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales en la zona norte y a las actividades de portuarias y de los ranchos atuneros en la zona sur.

El incremento en los valores de abundancia, riqueza y diversidad de poliquetos de 1998 (Niño fuerte) a 2003 (Niño débil) y 2013 (sequía) podrían estar en función de la disminución de la perturbación a nivel regional causada por las condiciones oceanográficas y climáticas.

Los cambios espacio-temporales ambientales y faunísticos registrados en el presente trabajo no han sido detectados en los estudios realizados en el resto de la cuenca del Bight.

LITERATURA CITADA

- Alvarez-Sánchez, L.G., Hernández-Walls, R. & Durazo-Arvizu, R. 1988. Patrones de deriva de trazadores langrangeanos en la Bahía de Todos Santos. *Ciencias Marinas* 14(4): 135–162.
- Barbeau, K. 2006. Photochemistry of organic iron (III) complexing ligands in oceanic systems. *Photochemistry and Photobiology* 82(6): 1505–1516.
- Bedolla-Guzmán, Y.R. 2011. *Análisis de la distribución geográfica de los macroinvertebrados del intermareal rocoso de las islas del Pacífico del Estado de Baja California, México*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada B.C. 118.
- Bergen, M., S.B. Weisberg, D. Cadien, A. Dalkey, D. Montagne, R.W. Smith, J. K. Stull, & R. G. Velarde. 1998. *Southern California Bight 1994 Pilot Project: IV. Benthic Infauna. Southern California Coastal Water Research Project*, Westminster, CA. 260 p.
- Bloundi, M.K., Duplay, J., & Quaranta, G. 2009. Heavy metal contamination of coastal lagoon sediments by anthropogenic activities: The case of Nador (East Morocco). *Environmental Geology* 56 (5): 833–843.
- Chariton, C., Chryssanthi, A., & Yiannis, K. 2006. Can polychaetes be used as a surrogate group in assessing ecological quality of soft substratum communities (NE Thermaikos gulf)? *Fresenius Environmental Bulletin*. 15:1199–1207.
- Daesslé, L. W., Ramos, S. E., Carriquiry, J. D., & Camacho-Ibar, V.F. 2002. Clay dispersal and the geochemistry of manganese in the Northern Gulf of California. *Continental Shelf Research* 22(9), 1311–1323.
- Dafforn, K.A., Johnston, E.L., Ferguson, A., Humphrey, C.L., Monk, W., Nichols, S.J., & Baird, D.J. 2016. Big data opportunities and challenges for assessing multiple stressors across scales in aquatic ecosystems. *Marine and Freshwater Research*, 67(4): 393–413.
- Díaz-Castañeda, V. 2000. The early establishment and development of a polychaete community settled on artificial substrata at Todos Santos Bay, Baja California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*. 67(1): 321–335.
- Díaz-Castañeda, V. & Valenzuela-Solano, S. 2009. Polychaete fauna in the vicinity of bluefin tuna sea-cages in Ensenada, Baja California, Mexico. *Zoosymposia*, 526: 505–526.

- Dodder N., Schiff K., Latker A., & Ch.-L. Tang. 2016. *Southern California Bight 2013 Project: IV. Sediment chemistry*. Technical Report 971. Southern California Coastal Water Research Project. Costa Mesa, CA
- Donath-Hernández, F.E., & Loya-Salinas, D.H. 1989. Contribución al estudio de la contaminación orgánica marina de la Bahía de Todos Santos, Baja California. *Ciencias Marinas*. 15(1): 73–88.
- Durazo, R. 2015. Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *Journal of Geophysical Research C: Oceans*. 120(2): 1173–1196.
- Durazo, R. & Baumgartner, T.R. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California : *Progress in Oceanography*. 54 7–31.
- Durazo, R. & Lavaniegos, B. 2005. Condiciones oceanográficas frente a la costa occidental de Baja California, 2002 – 2003 : Influencia de un El Niño débil y del incremento de agua subártica. 31 (3): 537–552.
- Elías, R., Rivero, M.S., Palacios, J.R., & Vallarino, E.A. 2006. Sewage-induced disturbance on Polychaetes inhabiting intertidal mussel beds of *Brachidontes rodriguezii* off Mar del Plata (Southwestern Atlantic, Argentina). *Scientia Marina*. 70: 187–196.
- Fauchald, K. 1977. The Polychaete Worms. Definitions and keys to the Orders, Families and Genera. *Science Series*. 28: 188.
- Fauchald, K. & Jumars P. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*. 17: 193–284.
- Figeroa González, J.C. 2006. *Circulación superficial en la región Costera de Rosarito a San Diego, utilizando Radars de alta frecuencia*. Tesis Doctorado. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, 81.
- Gary, D., Franco E., Gilardi, K., Macías, V., Rodriguez V. & Yochem P. 2006. A vital signs monitoring program for the Baja California Pacific near shore Marine Ecosystem Tijuana to San Quintín Baja California. *Conceptual Ecosystem Model*. NA.
- Giangrande, A., Licciano, M. & Musco, L. 2005. Polychaetes as environmental indicators revisited. *Marine Pollution Bulletin*. 50 (11): 1153-1162

- Gillett, D.J., L.L. Lovell & K.C. Schiff. 2017. *Southern California Bight 2013 Regional Monitoring Program: Volume VI. Benthic Infauna*. Technical Report 971. Southern California Coastal Water Research Project. Costa Mesa, CA.
- Gonzalez-Silvera, A., Santamaria-del-Angel, E., Millán-Núñez, R., Camacho-Ibar, V., Mercado, A. & Gracia-Escobar. M.F. 2016. *The effect of interannual processes on phytoplankton pigments off Northern Baja California Peninsula (México): 2007-2015*. Ocean Optics Conference XXIII - October 23-28 2016, Victoria, BC, Canada. NA: 1–14.
- Gray, J. S., & Elliott, M. 2009. *Ecology of Marine Sediments. From science to Management*. Oxford University Press, Oxford, 225.
- Griffin, D., & Anchukaitis, K. J. 2014. How unusual is the 2012 – 2014 California drought? *Geophysical Research Letters*. 41: 9017–9023.
- Gutierrez-Galindo, E.A, Casas-Beltran, D., Muñoz-Barbosa A, Macias-Zamora, J.V., Segovia-Zavala, J., Orozco-Borbon, M. V. & Daessle, L. W. 2007. Spatial distribution and enrichment of mercury in surface sediments off the northwest coast of Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas*. 33(4): 473–482.
- Gutiérrez-Galindo, E.A., Muñoz-Barbosa, A., Mandujano-Velasco, M.R., Daesslé, L.W. & Orozco Borbón, M.V. 2010. Distribution and enrichment of silver and cadmium in coastal sediments from Bahía Todos Santos, Baja California, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 85(4): 391–396.
- Hall, S. J. 1994. Physical Disturbance and Marine Benthic Communities - Life in Unconsolidated Sediments. *Oceanography and Marine Biology*. 32: 179–239.
- Han, F. X., Banin, A., Su, Y., Monts, D. L., Plodinec, M. J., Kingery, W. L., & Triplett, G. E. 2002. Industrial age anthropogenic inputs of heavy metals into the pedosphere. *Naturwissenschaften*. 89 (11):497-504
- Hernández Mercado, Y. 2016. *Identificación de poliquetos y bacterias asociadas a lesiones en la concha de abulón rojo Haliotis rufescens cultivado en Baja California*. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Tesis de Maestría. 104.
- Huerta-Diaz, M.A., Delgadillo-Hinojosa, F., Hernández-Ayón, M., Segovia-Zavala, J.A., García-Esquivel, Z., López-Zárate, H. & Galindo-Bect, S. 2008. Diagnosis of trace metal contamination in sediments: The example of Ensenada and El Sauzal, two harbors in Baja California, Mexico. *Marine Environmental Research*. 66(3): 345–358.

- Jiménez-Pérez, L. C., & Lavaniegos, B. E. 2004. Changes in dominance of copepods off Baja California during the 1997–1999 El Niño and La Niña. *Marine Ecology Progress Series*. 277: 147–165.
- Jumars, P.A., Dorgan, K. M., & Lindsay, S. M. 2015. Diet of worms emended: an update of polychaete feeding guilds. *Annual Review of Marine Science*. 7: 497–520.
- Lam, P. J. & Bishop, J. K. B. 2008. The continental margin is a key source of iron to the HNLC North Pacific Ocean. *Geophysical Research Letters*. 35(7): n/a-n/a.
- Lares, M. L., Marinone, S. G., Rivera-Duarte, I., Beck, A., & Sañudo-Wilhelmy, S. 2009. Spatial variability of trace metals and inorganic nutrients in surface waters of Todos Santos Bay, México in the summer of 2005 during a red tide algal bloom. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 56(4): 707–716.
- de León-González, J. A., Bastida-Zavala, J. R., Carrera-Parra, L. F., García-Garza, M. E., Peña-Rivera, A., Salazar-Vallejo, S. I., & Solís-Weiss, V. 2009. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América tropical. Universidad Autónoma de Nueva León, Monterrey, México 737.
- Linacre, L., Durazo, R., Hernández-Ayón J. M., Delgadillo-Hinojosa, F., Cervantes-Díaz, G., Lara-Lara, J. R., Camacho-Ibar V., Siqueiros-Valencia A. & Bazán-Guzman. 2010. Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: Station ENSENADA. *Continental Shelf Research*. 30: 1730-1742.
- Lizarraga-Partida, M. L. 1974. Organic pollution in Ensenada Bay, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 5(7): 109–112.
- Long, E., MacDonald, D., Smith, S., & Calder, F. 1995. Incidence of Adverse Biological Effects within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. *Environmental Management*. 19(1): 81–97.
- Lynn, R.L., & Simpson, J.J. 1987. The California Current System: The Seasonal Variability of its Physical Characteristics. *Journal of Geophysical Research*. 92(C12): 12947-12966.
- Macías-Zamora, J.V., Ramírez-Álvarez, N., Hernández-Guzmán, F. A., & Mejía-Trejo, A. 2016. On the sources of PBDEs in coastal marine sediments off Baja California, Mexico. *Science of The Total Environment*. 571, 59–66.

- Macías-Zamora, J.V., Sánchez-Osorio, J.L., Ríos-Mendoza, L.M., Ramírez-Álvarez, N., Huerta-Díaz, M.A. & López-Sánchez, D. 2008. Trace Metals in Sediments and *Zostera marina* of San Ignacio and Ojo de Liebre Lagoons in the Central Pacific Coast of Baja California, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 55(2): 218–228.
- Macías-Zamora, J.V., Ramírez-Álvarez, N. & Hernández-Gúzman, F.A. 2014. Occurrence of Pbdes in marine sediments at Todos Santos Bay and Punta Banda Estuary. *Organohalogen Compounds*. 76: 857–860.
- Mateos Farfán, E. 2010. *Modelación de la circulación Costera Estacional en la región Norte de Baja California y Sur de California y de la Bahía de Todos Santos*. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Tesis Doctorado 121.
- Mendez J., Guieu C., & Adkins J. 2010. Atmospheric input of manganese and iron to the ocean: Seawater dissolution experiments with Saharan and North American dusts. *Marine Chemistry*. 120(1–4): 34–43.
- Minnich, R. A., Vizcaíno, E.F., & Dezzani, R.J. 2000. Redalyc.The El Niño/Southern oscillation and precipitation variability in Baja California, Mexico. *Atmósfera*. 13(1): 1–20.
- Muniz, P., & Pires, A.M.S. 1999. Trophic structure of polychaetes in the Sao Sebastiao Channel (southeastern Brazil). *Marine Biology*. 134(3): 517–528.
- Muñoz-Barbosa, A., Gutiérrez-Galindo, E. A., Daesslé, L. W., Orozco-Borbón, M. V., & Segovia-Zavala, J.A. 2012. Relationship between metal enrichments and a biological adverse effects index in sediments from Todos Santos Bay, northwest coast of Baja California, México. *Marine Pollution Bulletin*. 64(2): 405–409.
- Muñoz-Barbosa, A., Gutiérrez-Galindo, E. A., Segovia-Zavala, J. A., Delgadillo-Hinojosa, F., & 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.
- Muñoz-Palacios, L.E. 1993. *El Sistema bentónico sublitoral en las costas del Pacífico Norte: Campañas TOES (Febrero 1987)*. Tesis maestría CICESE. 135.
- Neave, M. J., Glasby, C. J., McGuinness, K. A., Parry, D. L., Streten-Joyce, C., & Gibb, K. S. 2013. The diversity and abundance of polychaetes (Annelida) are

- altered in sediments impacted by alumina refinery discharge in the Northern Territory, Australia. *Marine Environmental Research*. 92: 253–263.
- Neira, C., Levin, L. A., Mendoza, G., & Zirino, A. 2014. Alteration of benthic communities associated with copper contamination linked to boat moorings. *Marine Ecology*. 35(1): 46–66.
- Neira, C., Mendoza, G., Levin, L.A., Zirino, A., Delgadillo-Hinojosa, F., Porrachia, M. & Deheyn, D.D. 2011. Macrobenthic community response to copper in Shelter Island Yacht Basin, San Diego Bay, California. *Marine Pollution Bulletin*. 62(4): 701–717.
- Noblet, J.A., E.Y. Zeng, R. Baird, R.W. Gossett, R.J. Ozretich, & C.R. Phillips. 2002. *Southern California Bight 1998 Regional Monitoring Program: VI. Sediment Chemistry*. Southern California Coastal Water Research Project, Westminster, CA.
- Oug, E. 1998. Relating species patterns and environmental variables by canonical ordination: An analysis of soft-bottom macrofauna in the region of Tromsø, northern Norway. *Marine Environmental Research*. 45(1): 29–45.
- Partida-Gutiérrez, D. I., Villaescusa, J. A., Macías-Zamora, J.V, & 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., & Badan, A. 1998. ENSO modulates rainfall in the Mediterranean Californias. *Geophysical Research Letters*. 25(20): 3855–3858.
- Peña-Manjarrez, J.L., Gaxiola-Castro, G., Helenes-Escamilla, J., & Orellana-Cepeda, E. 2001. Temperatura, salinidad, nutrientes y clorofila *a* en aguas costeras de la Ensenada del sur de California. *Ciencias Marinas*. 27(4): 453–558.
- Pocklington, P. & Wells, P.G. 1992. Polychaetes Key taxa for marine environmental quality monitoring. *Marine Pollution Bulletin*. 24 (12): 593-598.
- Powers, B. 2005. Energy, the Environment, and the California–Baja California Border Region. *The Electricity Journal*. 18(6): 77–84.
- Quiroz-Martinez, B., & Schmitt, F. G. 2012. Statistical analysis of polychaete population density: Dynamics of dominant species and scaling properties in relative abundance fluctuations. *Nonlinear Processes in Geophysics*. 19(1): 45–52.

- Rainbow, P. S., Poirier, L., Smith, B. D., Brix, K. V., & Luoma, S. N. 2006. Trophic transfer of trace metals from the polychaete worm *Nereis diversicolor* to the polychaete *N. virens* and the decapod crustacean *Palaemonetes varians*. *Marine Ecology Progress Series*. 321: 167–181.
- Ranasinghe, J.A., A.M. Barnett, K. Schiff, D.E. Montagne, C. Brantley, C. Beegan, D.B. Cadien, C. Cash, G.B. Deets, D.R. Diener, T.K. Mikel, R.W. Smith, R.G. Velarde, S.D. Watts, & S.B. Weisberg. 2007. *Southern California Bight 2003 Regional Monitoring Program: III. Benthic Macrofauna*. Southern California Coastal Water Research Project. Costa Mesa, CA.
- Ranasinghe, J.A., D.E. Montagne, R.W. Smith, T. K. Mikel, S.B. Weisberg, D. Cadien, R. Velarde & A. Dalkey. 2003. *Southern California Bight 1998 Regional Monitoring Program: VII. Benthic Macrofauna*. Southern California Coastal Water Research Project. Westminster, CA. 91 p + 9 Appendices.
- Ranasinghe, J.A., K.C. Schiff, C.A. Brantley, L.L. Lovell, D.B. Cadien, T.K. Mikel, R.G. Velarde, S. Holt, & S.C. Johnson. 2012. *Southern California Bight 2008 Regional Monitoring Program: VI. Benthic Macrofauna*. Southern California Coastal Water Research Project. Costa Mesa, CA. Technical Report 665.
- City of San Diego. 2015. South Bay Ocean Outfall Annual Receiving Waters Monitoring and Assessment Report, 2014. City of San Diego Ocean Monitoring Program, Public Utilities Department, Environmental Monitoring and Technical Services Division, San Diego, CA.
- Rodríguez-Villanueva, V., Martínez-Lara, R., & 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 & 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.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H. C., Cederwall, H., & Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: A proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 49(9–10): 728–739.
- Sabin, L.D., Jeong, H.L., Stolzenbach, K.D. & Schiff, K.C. 2005. Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment. *Water Research*. 39(16): 3929–3937.

- Schiff, K.C. & R.W. Gossett. 1998. *Southern California Bight 1994 Pilot Project: III. Sediment chemistry. Southern California Coastal Water Research Project.* Westminster, CA.
- Schiff, K. C., & Bergen, M. 1996. Impact of Wastewater on Reproduction of *Amphiodia urtica*. *Brittlestar Reproduction* 78-84.
- Schiff, K.C., & Weisberg, S.B. 1999. Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments. *Marine Environmental Research*. 48(2): 161–176.
- Schiff, K.C., Allen, M.J., Zeng, E.Y. & Bay, S.M. 2000. Southern California. *Marine Pollution Bulletin*. 41 (1-6):76-93.
- Schiff, K., K. Maruya & K. Christensen. 2006. *Southern California Bight 2003 Regional Monitoring Program: II. Sediment Chemistry.* Southern California Coastal Water Research Project. Westminster, CA.
- Schiff, K., Richard Gossett, Kerry Ritter, Liesl Tiefenthaler, Nathan Dodder, Wenjian Lao, & Keith Maruya, 2011. *Southern California Bight 2008 Regional Monitoring Program: III. Sediment Chemistry.* Southern California Coastal Water Research Project, Costa Mesa, CA.
- Secretaría de Marina. 1983. *Prevención de la contaminación en Baja California IN: Impacto ecológico de los asentamientos humanos e Industriales en la Bahía de Todos Santos.* Mexico. (ed.) Dirección General de Señalamiento Marítimo, Rep. Técnico 130.
- Sheinbaum, M., & Sheinbaum, J. 2003. Current theories on El Niño-Southern Oscillation: A review. *Geofísica Internacional*. 42(3): 291–305.
- Sivadas, S., Ingole, B., & Nanajkar, M. 2010. Benthic polychaetes as good indicators of anthropogenic impact. *Indian Journal of Marine Sciences*. 39(2): 201–211.
- Somerfield, P.J., Burton, M., & Sanderson, W.G. 2014. Analyses of sublittoral macrobenthic community change in a marine nature reserve using similarity profiles (SIMPROF). *Marine Environmental Research*. 102 51–58.
- Stevens, D.L. 1997. Variable density grid-based sampling designs for continuous spatial populations. *Environmetrics*. 8(3): 167–195.
- Villaescusa-Celaya, J.A., Gutiérrez-Galindo, E.A., & 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.

- Volpe, A.M., & Esser, B.K. 2002. Real-time ocean chemistry for improved biogeochemical observation in dynamic coastal environments. *Journal of Marine Systems*. 36(1–2): 51–74.
- Wells, B.K., Schroeder, I.D., Santora, J.A., Hazen, E.L., Bograd, S.J., Bjorkstedt, E.P. ... & Abell, J. 2013. State of the California current 2012-13: no such thing as an “average” year. *California cooperative oceanic fisheries investigations reports*. 54: 37–71.
- Widdicombe, S., Austen, M.C., Kendall, M.A., Warwick, R.M. & Jones M.B. 2014. Bioturbation as a mechanism for setting and maintaining levels of diversity in subtidal macrobenthic communities. *Hydrobiology*. 440: 369-377.
- Zertuche-González, J.A., Sosa-Nishizaki, O., Vaca-Rodriguez, J.G., del Moral Simanek, R., Yarish, C. & Costa-Pierce, B.A. Marine science assessment of capture-based tuna (*Thunnus orientalis*) aquaculture in the Ensenada region of northern Baja California, Mexico. 2008. Publications. 1. http://digitalcommons.uconn.edu/ecostam_pubs/1
- Zirino, A., Neira, C., Maicu, F. & Levin, L. A. 2013. Comments on and implications of a steady-state in coastal marine ecosystems. *Chemistry and Ecology*. 29(1): 86–99