

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS

**USO DE $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ Y LA RAZÓN C/N PARA EVALUAR EL
IMPACTO DEL MATERIAL ORGÁNICO PARTICULADO DE LAS
AGUAS RESIDUALES EN LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES Y
LAS COMUNIDADES BÉNTICAS DEL SUR DE LA CUENCA DE
LAS CALIFORNIAS**

TESIS

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

DOCTOR EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFIA COSTERA

PRESENTA

NANCY RAMÍREZ ÁLVAREZ

ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.

OCTUBRE 2008.

RESUMEN

Se determinó la contribución del material orgánico particulado de aguas residuales (MOPDAR) a sedimentos superficiales y macroinvertebrados bentónicos marinos en el Sur de la Cuenca de las Californias (SCCa), en el área costera desde la frontera México-Estados Unidos, en Tijuana, hasta la Bahía Todos Santos en Ensenada, B.C. Para ello se usaron las razones isotópicas de C y N, y la razón C/N como indicadores. Las campañas de muestreo se realizaron en dos períodos. En Agosto y Septiembre de 1998 se recolectaron 67 muestras. En Diciembre de 2003, se recolectaron 79 muestras y en el verano del 2004, se recolectaron 15 muestras más en 5 sitios considerados como críticos (Puerto del Sauzal, Puerto de Ensenada, Marina Coral, frente a Arroyo el Gallo y frente a boca del Estero de Punta Banda), ubicados en la zona sur del área de estudio. La colecta de sedimentos y organismos bentónicos se realizó con una draga Van-Veen (0.2 m² de área). Para caracterizar las fuentes principales de Materia Orgánica (MO), se usaron muestras de fitoplancton y zooplancton en las regiones más oceánicas del área de estudio, así como muestras compuestas de efluentes de las principales plantas de tratamiento del área de estudio: Punta Loma y Punta Banderas, El Gallo, El Naranjo y El Sauzal. Se colectó también material particulado del agua de escurrimientos de cuatro arroyos.

Para el análisis de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las muestras se utilizó un analizador elemental acoplado a un espectrómetro de masas de razones isotópicas (IRMS). Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ y del $\delta^{13}\text{C}$ en la materia orgánica sedimentaria en 1998 (-21.9 ± 0.81 y 7.0 ± 0.0 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente) y en el 2003 (-24.7 ± 1.3 y 4.3 ± 1.9 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente). Las diferencias resultan de mezclas de la MO de fuentes terrestres y marinas. Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en organismos bentónicos en ambos muestreos (1998 y 2003), se encuentran enriquecidos en ^{13}C y ^{15}N en comparación con los valores obtenidos en sedimentos superficiales. La utilización de un modelo simple de mezcla de dos fuentes para 1998 y de tres fuentes en 2003, sugiere que las plantas de

tratamiento son fuente importante de la MO hacia los sedimentos y en menor proporción a la dieta de los organismos bentónicos. Para el muestreo de 1998 se determinaron las contribuciones de MOPDAR y del plancton. Las contribuciones de MOPDAR a los sedimentos superficiales fueron en promedio entre un 33 ± 15 %, considerando como fuente a la PTPL y un 45 ± 20 %, considerando como fuente a la PTPB. Para el 2003 se determinó también la contribución de los arroyos. Las contribuciones al material sedimentario en la zona norte y centro de estudio de la MOPDAR fueron mayores a las de los arroyos y a las del plancton ($P < 0.05$, $\alpha = 0.05$). La contribución de la MOPDAR fue de 57 ± 14 %, la de los arroyos fue de 25 ± 7 % y la del plancton fue de 18 ± 15 %. En la zona centro la contribución de MOPDAR en promedio fue de 44 ± 9 %, de los arroyos, de 31 ± 15 % y del plancton, de 24 ± 11 %. En la zona sur, no fue posible determinar las contribuciones de las fuentes consideradas, por la similitud de las señales isotópicas de las fuentes y/o, a la posible existencia de una fuente no considerada en el modelo. La fuente de mayor importancia de MO a la dieta de los organismos bentónicos fue el plancton (entre 60 y 80 % en promedio), en ambos muestreos. Para la dieta del poliqueto (*Sphiophanes duplex*), en 1998 el MOPDAR contribuyó con 16 ± 11 % tomando a la PTPL como fuente y con el 21 ± 15 % considerando a la PTPB como fuente. Para el muestreo del 2003, el MOPDAR contribuyó a la dieta de los organismos de la zona norte en promedio con 40 ± 7 % a la dieta de *S. bombix*, del 33 ± 8 % a la de *S. duplex*. La excepción fue *P. pinnanta* en donde las contribuciones del plancton fueron similares a las de la MOPDAR. Mientras que la contribución de los arroyos en las tres especies fue en promedio menor al 6%. Para la zona sur la contribución promedio de la MOPDAR y de los arroyos a la dieta de las tres especies de poliquetos fueron similares (20 % aproximadamente). La mayor contribución de la MOPDAR en los sedimentos superficiales, comparada con aquella encontrada en los organismos bentónicos, sugiere una mayor distribución de la MOPDAR refractaria que la de la MOPDAR degradable. Adicionalmente, este trabajo resalta la ruta potencial de sustancias contaminantes en las aguas de desecho al bentos y a la cadena alimenticia.

**USO DE $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ Y LA RAZÓN C/N PARA EVALUAR EL IMPACTO DEL
MATERIAL ORGÁNICO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN LOS
SEDIMENTOS SUPERFICIALES Y LAS COMUNIDADES BÉNTICAS DEL
SUR DE LA CUENCA DE LAS CALIFORNIAS.**

TESIS

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

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA

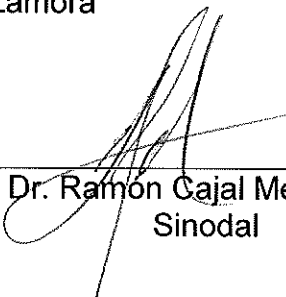
NANCY RAMÍREZ ÁLVAREZ

Aprobada por:

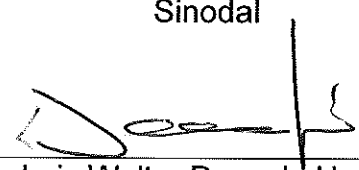


Dr. José Vinicio Macías Zamora
Director de tesis

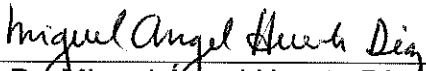
Dr. Roger A. Burke
Sinodal



Dr. Ramon Cajal Medrano
Sinodal



Dr. Luis Walter Daessle Heuser
Sinodal



Dr. Miguel Angel Huerta Díaz
Sinodal

DEDICATORIA

Para mi hijo Ricardo:

A quien le ha tocado caminar junto a mí este largo camino. Gracias flaco por aguantar sin queja alguna. Personas como tu le dan sentido a este mundo.

Para mi hermano Marco Antonio y para mi hermanito Israel:

Que aunque ausentes físicamente, le han dado la justa dimensión a este trabajo. Que corto es el camino para desperdiciarlo en angustias sin sentido.

Para ti mama:

Que en mi memoria presente estas, espero que ellos ahora estén contigo.

Para ti papa:

Que con tu ejemplo de trabajo, disciplina y lucha han contribuido con la persona que soy. Gracias por enseñarme con el ejemplo.

Para mis hermanas y hermano, Pola, Mary, Sofi, Blanca, Chuy y Miguel:

Que afortunada de ser su hermana la menor, gracias por su apoyo y amor.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo financiero otorgado durante los estudios y parte del desarrollo de la tesis doctoral.

A la Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias marinas e Instituto de Investigaciones Oceanológicas por el apoyo institucional.

A la Environmental Protection Agency (EPA) por el apoyo financiero otorgado a través del Convenio EPA/UABC-Número de programa 8680.

A la Secretaría de Marina (segunda Región Militar) por el apoyo para la toma de muestras de la campaña 2003 a bordo del buque BI-05 Suchiate, propiedad de la Armada de México.

Al fundación Algalita por el apoyo en la toma de muestras de la campaña de 1998 a bordo del B/O "Alguita".

Al Dr. J. Vinicio Macias Zamora, por haberme guiado y apoyado en la realización de este proyecto, pero sobre todo por ser mi amigo y por ser un profesionista digno de imitar.

Al Dr. Roger Burke, por haberme recibido en su laboratorio, por su constante asesoría en esta investigación y por sus acertadas sugerencias que indudablemente me ayudaron a lograr un mejor trabajo.

Al Dr. Miguel Ángel Huerta Díaz, por haber aceptado formar parte del comité de tesis, por sus comentarios y por el interés mostrado en mejorar el presente trabajo.

Al Dr. L.Walter Daessle Heuser, por haber aceptado formar parte del comité de tesis, por sus comentarios y por el apoyo brindado a la presente investigación.

Al Dr. Ramón Cajal Medrano, por haber aceptado formar parte del comité de tesis, por sus comentarios a la presente investigación.

Al M.C. Luis A Galindo Bect y al Oc. Roberto Pérez Higuera, por el apoyo en la obtención y realización de mapas para el manuscrito de la tesis, pero sobre todo por su admirable disposición y amabilidad.

A Dr. L. Verónica Rodríguez Villanueva, por su ayuda en la separación de los organismos bentónicos utilizados en la presente investigación, pero sobre todo por la oportunidad de contar con su amistad y por el ejemplo de disciplina y trabajo.

A José Luis Sánchez Osorio, por todo el apoyo brindado a lo largo de este trabajo, por compartir la pasión por la química, pues tienes la virtud de hacer fácil lo difícil, pero sobre todo por ser mi amigo en las buenas, en las malas y en las peores.

A Omar, Adriana e hijos (Marina, Mateus y Darío), a Mónica, Iván e hijo (Demetrio) y Alfredo, a Aida y a Chelo, por ser mi familia en Ensenada, gracias por su amistad y apoyo, pero sobre todo por la convivencia que ha hecho el camino de mi hijo y el mío muy placentero.

A Vicky, Elsa, Cuca, Raquel, Víctor Gendrup, Arturo, Víctor Macias, Primi, Vicky, Lizarraga, Adán, Pepe, Karina, Magui, Rosita y Hortensia, por compartir sus experiencias y su buen humor, pero sobre todo por las palabras de aliento.

A Verito, Raúl, Rene y Tania que aunque ya no están en Ensenada, su apoyo nunca se ha ido, gracias por su amistad.

A todos mis amigos y compañeros que no he mencionado, pero que han estado conmigo a lo largo de mí transitar en este camino de la vida. Gracias por hacer más ameno e interesante mi paso por este mundo.

La vida es fácil, los complicados somos nosotros. Sin lugar a dudas esto es un logro, una meta alcanzada.... pero para nada es lo más importante a lo que uno pueda aspirar. Que sabio el que conciente esta que el tiempo tiene una sola dirección y que pasa cual suspiro.

TABLA DE CONTENIDO

	PAG.
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. HIPÓTESIS.....	10
III. OBJETIVOS.....	11
IV. ÁREA DE ESTUDIO.....	12
V. MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
VI. RESULTADOS.....	35
VII. DISCUSIONES.....	88
VIII. CONCLUSIÓN.....	117
IX. REFERENCIAS.....	122
X. APENDICES.....	138

LISTA DE TABLAS

TABLA		PAGINA
I	Medidas de tendencia central y de dispersión de los diferentes parámetros texturales medidos, para las muestras de sedimento superficial de las campañas de muestreo de 1998 y de 2003. La razón C/N es adimensional.	37
II	Coefficiente de determinación (r^2 , $\alpha = 0.05$) entre el CO y las diferentes fracciones de tamaño de grano y entre el NT, para los resultados del muestreo de 1998 y de 2003.	38
III	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR para el mes de febrero y septiembre de 2003. N.A = Sin dato.	52
IV	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR de la PTPL y la PTPB para el periodo de marzo a junio del 2005.	53
V	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR de diferentes plantas de tratamiento en SCCa y otras partes del mundo.	55
VI	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del MOP de arroyos y plancton de la zonas de estudio.	56
VII	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos bentónicos y del sedimento de zona de estudio del muestreo de 1998.	60
VIII	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del MOP en sedimentos superficiales del SCCa y de otras partes del mundo.	61
IX	Contribución del MOP de las plantas de tratamiento y del plancton hacia la dieta de los poliquetos en las estaciones de la zona norte del área de estudio. Muestreo 1998.	65

TABLA		PAGINA
X	Contribución de la MOPDAR y del plancton hacia los sedimentos superficiales de la zona norte del área de estudio. Muestreo 1998.	68
XI	Contribución de la MOPDAR y del plancton hacia los sedimentos superficiales de la zona sur del área de estudio. Muestreo 1998.	69
XII	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos bentónicos en el área de estudio, para el muestreo de 2003.	71
XIII	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en los sedimentos de la zona de estudio para el muestreo de 2003.	72
XIV	Estimación de las contribuciones del plancton, de la MODAR y de la MOP de los arroyos a la dieta de los poliquetos, en las estaciones de la zona sur de muestreo del 2003.	81
XV	Contribución del MOPDAR, del plancton y del MOP de los arroyos a los sedimentos superficiales de las estaciones en la zona norte del muestreo del 2003.	84
XVI	Contribución de CO del plancton y de las plantas de tratamiento a los sedimentos superficiales de las estaciones en la zona centro del muestreo 2003.	87
XVII	Diferencias isotópicas entre los promedios de las fuentes del MOP de la zona norte y de la zona sur.	96

LISTA DE FIGURAS

FIGURA		PAGINA.
1	Zona de estudio	13
2	Distribución de las estaciones de muestreo durante la campaña de 1998.	26
3	Distribución de las estaciones de muestreo durante la campaña de 2003.	27
4	Imágenes de los organismos identificados en los muestreos de 1998 y del 2003.	28
5	Configuración del sistema EA-IRMS.	31
6	Ejemplo de un cromatograma de una muestra (E51) en el equipo IRMS.	34
7	Distribución superficial del porcentaje de CO durante 1998.	42
8	Distribución superficial del porcentaje de NT durante 1998.	43
9	Distribución superficial del porcentaje de tamaño de grano < 40 μm durante 1998.	44
10	Distribución superficial de la razón C/N durante 1998	45
11	Distribución superficial del porcentaje de CO durante el 2003.	46
12	Distribución superficial del porcentaje de NT durante el 2003.	47
13	Distribución superficial del porcentaje de tamaño de grano < 40 μm durante el 2003.	48
14	Distribución superficial de la razón C/N durante el 2003.	49
15	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR medidos en 2003 y 2005.	54
16	$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes fuentes del MOP, caracterizadas en la zona de estudio para ambos periodos.	57

FIGURA		PAGINA.
17	$\delta^{13}\text{C}$ de <i>Sphiophanes duplex</i> (a y b), <i>Amphiodia urtica</i> (c y d), y de los sedimentos superficiales (a - d) como una función de la distancia al difusor de la descarga de la PTPL y de la descarga de la PTPB.	64
18	Porcentaje de contribución del MOP de los arroyos, del plancton y de los efluentes de aguas residuales (MOPDAR) a la nutrición de los poliquetos de las estaciones de la zona norte durante el 2003.	78
19	Porcentaje de contribución del MOP de los arroyos (terrígeno), plancton y de los efluentes de las plantas de tratamiento (MODAR) hacia los sedimentos superficiales de la zona norte del área de estudio en el 2003.	83
20	Porcentaje de contribución del MOP de los arroyos (terrígeno), plancton y efluentes de las plantas de tratamiento (MODAR) hacia los sedimentos superficiales de la zona centro del área de estudio en el 2003.	86
21	$\delta^{13}\text{C}$ y razón C/N de las principales fuentes de MO caracterizadas y su influencia sobre los sedimentos superficiales de la zona de estudio en 1998.	99
22	$\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos y razón C/N de las fuentes caracterizadas en la zona norte del área de estudio para el 2003.	110
23	$\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos superficiales y razón C/N de las fuentes caracterizadas en la zona centro del área de estudio para el 2003.	111
24	$\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos superficiales y la razón C/N de las fuentes caracterizadas estacionas en la zona sur del área de estudio para el 2003.	112

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, se ha reconocido el incremento del contenido de materia orgánica producto de las descargas de aguas residuales en las aguas costeras de la región Sur de la Cuenca de las Californias (SCCa). Dicho incremento se ha relacionado con el rápido crecimiento de la población en la zona costera, así como al gran desarrollo socio-económico de la región. A pesar de los avances en la tecnología del tratamiento de agua residuales, y que estos avances han permitido reducir de manera importante la descarga hacia el océano de materia orgánica, diversas sustancias como nutrientes inorgánicos y contaminantes continúan siendo introducidos a las aguas costeras, debido al gran número de centros urbanos (i.e. Los Angeles, San Diego, Tijuana, Ensenada) que se localizan en la zona (DeBruyn y Rasmussen, 2002).

Diversos contaminantes como los estrógenos (Gagne y Blaise, 1998), los radionúclidos (Long *et al.*, 1998), las genotoxinas (White *et al.*, 1998), los hidrocarburos aromáticos (Pham *et al.*, 1999), los pesticidas organoclorados (Scrimshaw y Lester, 1995) y los metales traza (Bascom 1982, Muga 1996), han sido frecuentemente detectados en las aguas de desecho municipales así como en el agua de los sistemas receptores. Sin embargo, el mejoramiento de los procesos de tratamiento de las aguas de desecho, así como el aumento en la proporción de agua tratada, han evitado la ocurrencia de algunos impactos dramáticos tales como: el agotamiento del oxígeno en la columna de agua,

eutroficación y problemas de toxicidad aguda. Muchos de estos contaminantes se encuentran típicamente asociados con la fase particulada, con lo que se encuentran más biodisponibles para los organismos que habitan en dichos sistemas.

De manera general, el material orgánico particulado (MOP) se encuentra asociado a los sedimentos marinos. Dicho material orgánico puede provenir tanto de fuentes naturales como antropogénicas. Entre las fuentes naturales de materia orgánica (MO) se pueden mencionar a los organismos bentónicos del área, a los productores primarios, los aportes terrestres vía escurrimientos fluviales, y al material marino aportado por procesos de advección mareal (Thornton y McManus, 1994). Por otra parte, las fuentes antropogénicas incluyen principalmente a las aguas de desecho tanto municipal como industrial.

Diversos trabajos han sido realizados con el objetivo de valorar el potencial de riesgo de la materia orgánica particulada de las aguas residuales (MOPDAR), así como para la determinación de los procesos de dispersión y su acumulación en los sistemas receptores. Se ha considerado que la exposición física de los organismos a sedimentos contaminados por la MOPDAR es una de las rutas menores de incorporación de contaminantes, siendo el consumo de los sedimentos por organismos detritívoros, la ruta dominante de exposición a compuestos orgánicos hidrofóbicos y de muchos metales (Forbes *et al.*, 1998 Wang y Fisher 1999, Lee *et al.*, 2000). La MOPDAR es una mezcla de detritus orgánico y microorganismos, la cual constituye una fuente de alimento de alta calidad y representa uno de los principales vectores de transferencia de los

contaminantes asociados a las aguas residuales hacia los organismos acuáticos (Bascom 1982, Spies 1984, Costello y Read, 1994).

En años recientes, se ha utilizado la razón C/N así como la razón de los isótopos estables de carbono y nitrógeno, como herramientas para discriminar entre los aportes de la MO de origen terrestre y aquellos de origen marino (Goñi *et al.*, 2003). Además, los isótopos estables han sido ampliamente utilizados para diferenciar relaciones de alimentación, debido a que la MOPDAR frecuentemente presenta razones isotópicas distintas a la MO producida in situ. En regiones templadas, la MO natural de origen terrestre generalmente presenta valores de razones isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) más bajas, así como razones C/N más altas que aquellos valores presentados por la MO de origen marino (Goñi *et al.*, 2003; Peters *et al.*, 1978).

La MO terrestre es típicamente un componente importante de las aguas de desecho tratadas, contribuyendo de manera significativa en el $\delta^{13}\text{C}$ de la MOPDAR descargada en regiones templadas, presentando frecuentemente valores promedio de -23.0 ± 2.5 ‰. Estos valores son significativamente distintos a los de la MO marina, lo que permite su uso para el monitoreo de la dispersión de la MOPDAR y trazar las rutas de su consumo dentro de las aguas costeras (Gearing *et al.*, 1991; Waldron, 2001). El $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR puede variar ampliamente debido a su fraccionación isotópica asociada con el tratamiento de los desechos y la diagénesis post depositacional, por lo que resulta en una herramienta menos útil que las mediciones de $\delta^{13}\text{C}$. La volatilización del amonio,

la nitrificación y la desnitrificación que ocurren durante el tratamiento, generalmente resulta en un enriquecimiento del ^{15}N en el efluente comparado con aquellos valores encontrados en las entradas del desecho (Heaton, 1986). El $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR presenta valores que van desde ~ 0 ‰ para tratamiento primario (Sweeney *et al.*, 1980; DeBruyn y Rasmussen, 2002), ~ 9 ‰ para tratamiento secundario (Jones *et al.*, 2001) y ~ 16 ‰ para tratamiento terciario (Piola *et al.*, 2006).

En la actualidad, aunque se ha reconocido a las descargas de las aguas de desecho como la principal fuente de contaminación en la región SSCCa, poco se conoce sobre el impacto que la MOPDAR produce en las comunidades bénticas de la localidad. En el presente trabajo se pretende utilizar las razones isotópicas de C y N, así como la razón C/N con el objetivo de diferenciar las principales fuentes de la MO hacia los sedimentos costeros y caracterizar la importancia de las fuentes del MOP en el SCCa, en el área comprendida desde la frontera México-Estados Unidos, en las costas de Tijuana, hasta la Bahía Todos Santos en el municipio de Ensenada, B.C. Así también, se emplearán estos indicadores isotópicos y las razones C/N para evaluar la influencia de la MOPDAR en los sedimentos superficiales y en los macroinvertebrados bénticos marinos del área. Con el objetivo de determinar la distribución de la materia orgánica en el área de estudio, adicionalmente se realizarán las mediciones de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y las diferentes fracciones de tamaño de grano fino (<4 μm , 16 μm , 40 μm y 63 μm) como variables de apoyo en la determinación de fuentes

de la MO y sus contribuciones hacia el sedimento. Dichas variables han sido ampliamente utilizadas como indicadores de la dinámica que prevalece en un área, debido a que sus patrones de distribución están altamente influenciados por procesos físicos como oleaje, mareas y corrientes superficiales, entre otros (Mayer, 1994; Hedges y Keil, 1995; Bergamaschi *et al.*, 1997).

Aguas residuales en la zona

La mayoría de los estudios sobre los efectos y la dispersión de las aguas residuales se han centrado en evaluar la calidad microbiana del agua cercana a la costa, principalmente en zonas de recreación como son las playas (Orozco-Borbón y Sañudo-Wilhelmy, 1988; Noble *et al.*, 2000). Orozco-Borbón *et al.* (2006) llevaron a cabo un estudio para evaluar la calidad microbiológica del agua, en 19 playas y 10 puntos de descarga desde Tijuana hasta Ensenada, Baja California durante el verano de 1998 e invierno de 1999. En dicho estudio, utilizaron varios indicadores bacterianos (coliformes totales, coliformes fecales y enterococos) obteniendo que durante el verano, el 25 % de las playas y el 32 % de las descargas excedían el límite máximo permitido para la calidad del agua de uso recreacional, mientras que en invierno el porcentaje de playas disminuyó a un 17 % y los puntos de descarga aumentaron a un 50%. Así también, señalan que las zonas cercanas a las descargas de aguas residuales presentaron la más baja calidad microbiológica.

Sin embargo, el uso de dichos indicadores bacterianos es limitado debido a que no son específicos de las aguas residuales, pues también pueden provenir de

fuentes naturales, ya que forman parte de la microflora intestinal de mamíferos y aves (Grant *et al.*, 2001). Así también, su uso se ve limitado debido al efecto osmótico del agua de mar que, en combinación con el efecto de la luz solar, disminuyen su estabilidad natural y su sobrevivencia (Fujioka *et al.*, 1981, Pettibone *et al.*, 1987).

De esta manera, los esfuerzos actuales se centran en utilizar otros trazadores de las aguas residuales, a fin de poder determinar la influencia de las mismas en el medio marino. En 1998, se llevo a cabo un estudio en el SCCa, en el área comprendida desde las costas de la ciudad de Tijuana hasta la Bahía de Todos Santos, en Ensenada, Baja California. En dicho estudio se analizó la concentración de los alquil benceno lineales (ABL) en muestras de sedimento superficial con el objetivo de utilizarlos como trazadores de las aguas de desecho. Los resultados obtenidos indicaron una amplia dispersión de las aguas residuales en el área de estudio, detectándose concentraciones de ABL en el 98 % de las estaciones, con una tendencia a acumularse hacia mar adentro (isobata de los 200 m, limite operacional). Lo anterior con excepción del área sur comprendida por la Bahía de Todos Santo, en donde la distribución superficial de los compuestos mostró una mayor complejidad debida al patrón complejo de circulación que se presenta en dicha área. Por otro lado, debido a la presencia de múltiples fuentes y a la complejidad del patrón de circulación en toda el área de estudio, no fue posible identificar fuentes puntuales predominantes de los ABL (Ramírez- Álvarez, 2001).

Como consecuencia del trabajo arriba descrito, surgieron varias interrogantes por resolver con el objetivo de poder comprender de manera global el destino final de los contaminantes introducidos al medio ambiente de la región. De esta manera, en el presente trabajo se propuso el uso de los isótopos estables como una herramienta adicional en la identificación de las fuentes de la MO en sedimentos marinos, así como en algunos organismos clave de la cadena trófica.

Con base en los resultados obtenidos en diversos estudios (O'Malley *et al.*, 1994; McRae *et al.*, 1996 y 1999), en donde reportaron el uso de isótopos estables del C en compuestos específicos y en el hecho de que las razones isotópicas de las moléculas presentan señales en función de su origen (Mc Veety y Hites, 1988), en el presente trabajo se planteó el uso de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de los ABL, con el objetivo de poder encontrar diferencias entre las señales isotópicas de las principales fuentes de estos compuestos y así poder cuantificar su contribución sobre las señales obtenidas en los sedimentos superficiales del área de estudio.

En una primera fase del presente trabajo se buscó determinar los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de los ABL de un grupo de detergentes de origen mexicano y norteamericano con el objetivo de determinar la existencia de diferencias entre las señales isotópicas obtenidas en ambos grupos de detergentes analizados. Por otro lado, partiendo de la suposición de que el área aledaña a la línea fronteriza entre México y Estados Unidos podría presentar una influencia de las aguas residuales descargadas por las plantas de tratamiento de ambos países, se

esperaba encontrar dichas diferencias en la señal isotópica de los sedimentos superficiales del área. Sin embargo, los resultados mostraron una similitud entre los valores isotópicos de los dos grupos de detergentes. Además, las bajas concentraciones de ABL encontradas en los sedimentos superficiales del área no permitieron determinar sus valores de $\delta^{13}\text{C}$, por lo que el objetivo original del presente trabajo de investigación fue modificado para plantear el uso de los isótopos específicos del carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), del nitrógeno ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) y la razón C/N del MOP de aguas residuales, arroyos y plancton del área, a fin de poder evaluar su contribución sobre los sedimentos superficiales, así como en los organismos bentónicos del área de estudio.

En la actualidad, son escasos o nulos los trabajos realizados en el área de estudio enfocados a la determinación de las contribuciones de las diferentes fuentes de la MO. A nivel mundial, los estudios se han enfocado en diferenciar las fuentes de la MO de origen marino, de aquellas de origen terrestre (Peters *et al.*, 1978, Gearing, 1988). Otros estudios se han enfocado a distinguir la influencia de la MO proveniente de las aguas de desecho (Sweeney *et al.*, 1980; Eganhouse y Kaplan, 1988; McClelland y Valiela, 1998; Andrews *et al.*, 1998) y solo algunos han investigado la contribución y el posible efecto que tienen las descargas de aguas residuales sobre la fauna de invertebrados macrobentónicos (DeNiro y Epstein, 1978, 1981; Gearing *et al.*, 1991; Van *et al.*, 1992; McClelland *et al.*, 1997; Waldrom *et al.*, 2000; DeBruyn y Rasmussen, 2002).

En el área de estudio, pocos son los trabajos que se han realizado con el objetivo de diferenciar mediante el uso de señales isotópicas de C y N, la contribución del MOP de origen terrestre y la de origen marino en los sedimentos marinos. Sin embargo, no existen trabajos similares enfocados a determinar la contribución de la MOPDAR en los organismos bentónicos o el sedimento marino.

Peter et al. (1978) reportan el uso de los isótopos estables como herramienta para diferenciar el origen de la MO en los sedimentos superficiales cercanos a la costa del Pacífico Noroccidental, encontrando que dicha MO es el resultado de una mezcla de material refractario marino y terrestre la cual se caracteriza por una correlación lineal entre sus valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Sweeney et al. (1980) estudiaron la influencia de las descargas del agua residual en los sedimentos superficiales de la costa de San Pedro, California, encontrando valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR (+2.5 ‰) significativamente diferentes a los encontrados en la MO de sedimentos no contaminados (+10 ‰). Además, señalan que la distribución de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en los sedimentos marinos, debajo de la pluma de las aguas residuales, se ajustan a una simple relación de mezcla de las fuentes del MOP de origen marino y del MOP de las aguas residuales.

HIPÓTESIS

Las señales isotópicas de las diferentes fuentes de MO en la región del SCCa, entre Tijuana y San Diego, CA, son lo suficientemente distintas entre sí para permitir determinar la influencia de las fuentes de la MO consideradas en este estudio sobre el material sedimentario y los organismos bentónicos. La fuente principal de MO en ellos es la producida in situ (plancton), seguida de la MO producto de las aguas residuales y, en menor proporción, la MO proveniente de los escurrimientos superficiales. Lo anterior, debido a los significativos aportes de la MO en las descargas de las aguas municipales en dicha región fronteriza.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la señal isotópica de ^{13}C y ^{15}N de la MO en las diferentes fuentes del área de estudio y determinar el impacto de producido por la MO proveniente de las aguas residuales sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y el material sedimentario.

- Determinar el ^{13}C y ^{15}N en los efluentes de las diferentes plantas de tratamiento del área de estudio: Planta de tratamientos de Point Loma (PTPL), planta de tratamiento de Punta Banderas (PTPB), planta de tratamiento de El Naranjo (PTN), planta de tratamiento de El Gallo (PTG) y planta de tratamiento de El Sauzal (PTS).
- Determinar el ^{13}C y ^{15}N de otras fuentes de la MO tales como: el fitoplancton y zooplancton de la región oceánica y del material particulado del agua de arroyos del área de estudio.
- Determinar el ^{13}C y ^{15}N en sedimentos superficiales y en organismos bentónicos selectos (poliquetos y ofiuridos), con el fin de cuantificar la contribución relativa de las tres principales fuentes (plancton, aguas residuales, escurrimientos) del MOP en ellos.

ÁREA DE ESTUDIO

La Cuenca de las Californias (CCa) es una región marina comprendida entre Punta Concepción, California y Cabo Colonet, Baja California, México, caracterizada por una biología rica y variada, la cual se ve afectada por el gran número de asentamientos humanos que se distribuyen a lo largo de la zona costera, y en donde habitan más de 21 millones de habitantes (NRC 1990).

Para el presente trabajo, el área de estudio abarcó las aguas costeras de la región noroccidental de Baja California, México, entre los $31^{\circ} 43.29'$ y $32^{\circ} 33.66'$ de latitud Norte y los $116^{\circ} 39.78'$ y $117^{\circ} 20.28'$ de longitud Oeste, cubriendo la región sur de la Cuenca de las Californias. Al norte, se encuentra delimitada por la línea fronteriza entre México y los Estados Unidos de Norteamérica y al sur por Punta Banda, en la Bahía de Todos Santos, en el municipio de Ensenada, Baja California. Al oeste se encuentra limitada por la isobata de los 500 m y al este por la línea de costa de la península de Baja California (Figura 1). El área de estudio se dividió en tres zonas: norte, centro y sur, tomando en cuenta la densidad poblacional y las diferencias en el patrón de circulación en cada una de ellas. Dichas zonas abarcan un área aproximada de 922 Km^2 para la zona norte, 340 Km^2 para la zona centro y 435 Km^2 para la zona sur.

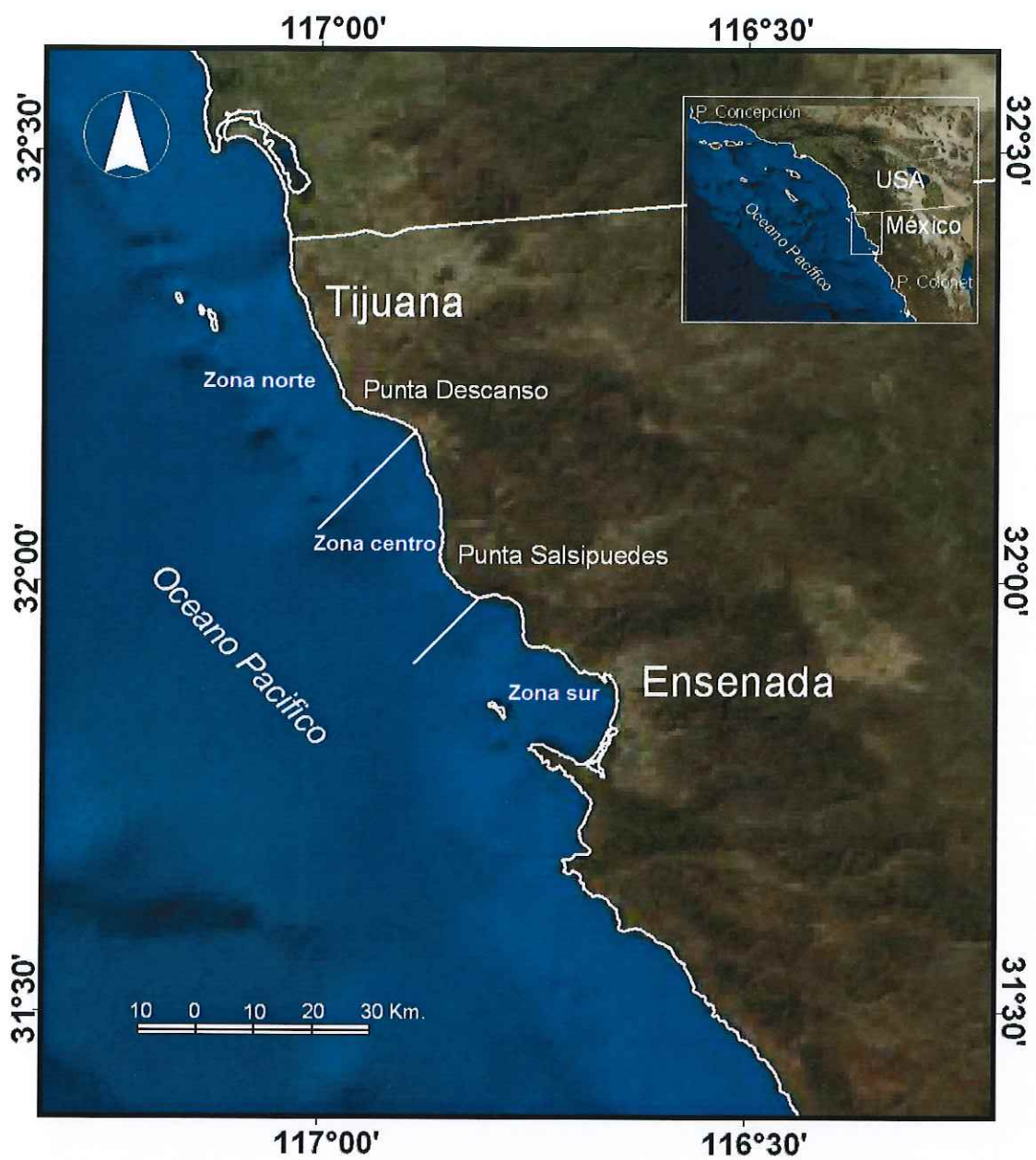


Figura 1.- Zona de estudio.

La zona norte

La zona norte se encuentra ubicada entre los $32^{\circ} 32.80'$ y los $32^{\circ} 5.74'$ de latitud Norte y entre los $117^{\circ} 7.56'$ y los $117^{\circ} 5.04'$ de longitud Oeste. Al norte se encuentra delimitada por la frontera México-EUA y al sur por Punta Descanso (Figura 1 y 2). El área se caracteriza por una plataforma continental ancha y somera que termina abruptamente al oeste en las Islas Coronado. Los sedimentos están conformados por arenas finas en las zonas cercanas a la costa y por sedimentos más finos en profundidades mayores a los 60 m (Palacios- Robles 1993, Macías –Zamora 1996). Además, estudios realizados por el Laboratorio de Monitoreo Marino de la ciudad de San Diego(1999b) dentro del programa Internacional Wastewater Treatment Plant Baseline para el área comprendida entre Coronado en el condado de San Diego, California, E.U.A. y playas de Tijuana en Baja California, México; indicaron que los sedimentos más cercanos a la costa y cuyas profundidades oscilaban entre los 18 y 55 m estuvieron compuestos en su mayoría por arenas, las cuales pueden ser atribuidas a la fuerte actividad del oleaje, a corrientes derivadas de tormentas, así como a escurrimientos del río Tijuana.

Entre los centros urbanos que impactan esta zona se encuentran los municipios de Tijuana y parte del municipio de Rosarito, los cuales cuentan con una población aproximada de 1'410,687 y 73,305 habitantes cada uno, respectivamente (INEGI, 2005). Del último municipio mencionado,

aproximadamente el 70% de su población (aproximada de 50,000 habitantes) vive en esta zona.

Entre las principales plantas de tratamiento que aportan aguas residuales a la zona norte se encuentran: (1) La PTPL con un flujo de 7.62×10^3 l/s y (2) la Planta de Tratamiento Binacional (PTBi) con un flujo de 1.1×10^3 l/s, ambas ubicadas en el condado de San Diego, CA; el cual cuenta con una población aproximada de 5 millones de habitantes; (3) la PTPB con un flujo de 1.1×10^3 l/s ubicada en Tijuana, (4) la Planta de Rosarito con un flujo aproximado de 60 l/s, (5) la de Puerto Nuevo 2.0 l/s y (6) la de Rosarito Norte 210 l/s (esta planta entró en funcionamiento en el 2004), ubicadas en el municipio de Rosarito.

Zona centro

La zona centro se localiza entre los $32^{\circ} 12.6'$ y los $31^{\circ} 56.58'$ de latitud Norte y entre los $114^{\circ} 2.64'$ y los $116^{\circ} 56.28'$ de longitud Oeste. Al norte se encuentra delimitada por Punta Descanso y al sur por Punta San Miguel (Figura 1). Esta zona es la menos poblada del área de estudio y en ella se ubica la mayor extensión del Municipio de Playas de Rosarito. En dicha zona, habita casi el 30 % de la población y, debido a la vocación turística del Municipio (el turismo contribuye con el 34.4 % de sus ingresos), existe un gran desarrollo hotelero, así como centros de recreación y de descanso que incrementan la afluencia de personas al área.

Dentro de esta zona se presentan una gran cantidad de descargas clandestinas de aguas de desecho, sin tratamiento que van directamente al mar debido principalmente a la falta de drenaje municipal, lo que no permite que las aguas de desecho que generadas por la población pueda ir a una planta de tratamiento de aguas residuales.

Zona Sur

La zona sur abarca el área que comprende la Bahía de Todos Santos, ubicada entre los $31^{\circ} 42.96'$ y los $31^{\circ} 54'$ de latitud Norte y entre los $116^{\circ} 36'$ y los $116^{\circ} 48.96'$ de longitud Oeste (Figura 2). La Bahía de Todos Santos es un área protegida de la influencia del olaje de mar profundo que abarca un área aproximada de 330 km^2 (Cruz-Falcón y Jiménez-Pérez, 1995; De la Lanza-Espino, 1991). Al norte limita con la saliente rocosa que conforma Punta San Miguel, al sur con la península de Punta Banda y al oeste con las Islas Todos Santos. La profundidad promedio es de 50 m, encontrando las mayores profundidades ($> 400 \text{ m}$) en la zona del cañón submarino, localizado entre las Islas y Punta Banda (Secretaría de Marina, 1974).

El transporte de sedimentos en la bahía ocurre en dos direcciones formando dos celdas de circulación: Una en la parte norte, donde el transporte va a lo largo de la costa con una dirección predominante de norte a sur y otra en la parte central y sur de la bahía, donde el transporte ocurre a lo largo de la costa en dirección sur a norte (Pérez-Higuera y Chee-Barragán, 1984). Dicho patrón de

dispersión de los sedimentos concuerda con el patrón de circulación superficial, exceptuando la región del cañón submarino ubicado entre las Islas y Punta Banda en la parte sur de la bahía (Argote-Espinoza et al, 1975; Álvarez-Sánchez et al, 1988). El transporte neto del material sedimentario ocurre en dirección noreste, hacia el interior de la bahía, producto de la convergencia de las celdas de transporte de la parte norte y sur, dando lugar a una acumulación del material sedimentario en la parte media (Gaona-Barrera 1998).

La ciudad y puerto de Ensenada es el centro urbano que tiene la mayor influencia sobre la región sur del área de estudio. Cuenta con una población aproximada de 397,024 habitantes (INEGI 2005). En esta zona se encuentran las descargas de tres plantas de tratamiento de aguas residuales operadas por la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE): la planta de tratamiento de El Sauzal (PTS) con un flujo aproximado de 60 l/s y las plantas tratamiento de El Gallo (PTG) y de El Naranja, cada una de ellas con un flujo aproximado de 250 l/s (CESPE).

Circulación Oceánica

Los procesos de circulación en el área de estudio están regidos por la influencia hidrodinámica de la Corriente de Californias (CC), la cual forma parte del giro anticiclónico que domina la circulación superficial en el Pacífico Norte (Halliwell *et al.*, 1983; Figueroa-González, 2002). La CC se localiza frente a la costa noroccidental de Norteamérica, extendiéndose desde las costas de Canadá hasta el sur de la Península de Baja California. Dicha corriente se extiende de

entre 150 a 800 Km desde la costa hacia mar adentro (Lynn y Simpson 1987). Su intensidad está controlada por la magnitud y dirección de los vientos oeste. Su flujo superficial abarca una profundidad de ente 0 y 300 m y presenta una velocidad promedio de 25 cm/s (Reid *et al.*, 1963).

El flujo de la CC se ve intensificado durante primavera y verano debido a los vientos predominantes del norte, los cuales impulsan la masa de agua hacia el sur, generando intensos eventos de surgencia en la costas, los cuales cesan hacia final de verano, debido al debilitamiento de los vientos predominantes. En el área comprendida entre Punta Concepción y la Península de Baja California, existe una contracorriente subsuperficial, la cual corre por debajo de la CC entre los 150-1600 m de profundidad, denominada Contracorriente Subsuperficial de California (CCSCa). Dicha corriente se intensifica durante el invierno, con un ancho promedio de 40 a 50 Km y una velocidad promedio de 30 cm/s (Wooster y Jones, 1970).

Otros factores oceanográficos que tienen influencia en los procesos litorales incluyen el oleaje y las mareas (Appendini 1998). La acción del oleaje puede producir corrientes que transportan y distribuyen sedimentos en zonas cercanas a la costa, tales como la corriente litoral y las corrientes de retorno (Bascom 1964).

MATERIALES Y MÉTODOS

Protocolo de muestreo

El tipo de muestreo utilizado fue un método para recursos o poblaciones distribuidas en forma continua, a diferencia de la mayoría de los muestreos ambientales que consideran poblaciones o recursos distribuidos en forma discreta. Básicamente, el método de muestreo utilizado consiste en un diseño estratificado al azar, con tres estratos, en donde cada muestra a recolectar tiene una probabilidad conocida e igual de ser seleccionada. El número de muestras por estrato se determinó a partir de la consideración de una incertidumbre del 10 %, con un mínimo de 20 estaciones de muestreo por estrato (Stevens 1997). Debido a la diferencia en superficie entre las zonas, se utilizó un factor de corrección para cada una de ellas. De esta manera, se empleó un factor de tres para las estaciones ubicadas en la zona norte, un factor de dos para las estaciones de la zona sur y un factor de uno para las estaciones de la zona centro.

Las campañas de muestreo se realizaron en dos períodos. El primero en los meses de Agosto y Septiembre de 1998 y el segundo durante el mes de Diciembre de 2003. La campaña de muestreo de 1998, se llevó a cabo a bordo del B/O "Alguita", propiedad de la fundación Algulita con sede en Long Beach, California. Durante dicha campaña, se recolectaron 24 muestras en la zona norte, 22 en la zona centro y 21 en la zona sur (Figura 2). En la campaña del 2003 se recolectaron 35 muestras en la zona norte, 21 en la zona centro y 23 en la zona

sur, todas ellas recolectadas a bordo del buque BI-05 Suchiate, propiedad de la Armada de México (Figura 3). Adicionalmente en el verano del 2004, se recolectaron 15 muestras en 5 sitios: Puerto del Sauzal, Puerto de Ensenada, Marina Coral, frente a Arroyo el Gallo y frente a boca del Estero de Punta Banda, todos ubicados en la zona sur del área de estudio. Dichos sitios son considerados puntos críticos porque en ellos se concentra un mayor impacto producido por actividades antropogénicas tales como: las portuarias, las descargas de aguas residuales domésticas y drenes agrícolas. La recolecta de estas muestras fue posterior debido a que la embarcación previamente mencionada no podía tener acceso a ellos por su cercanía a la costa y a la baja profundidad de la zona (3 y 10 m.). De esta manera, las muestras fueron recolectadas a bordo de una lancha.

Toma de muestras

La recolecta de las muestras de sedimentos y de organismos bentónicos se realizó mediante el uso de una draga Van-Veen, con una cobertura de 0.2 m². Se efectuaron dos lances por estación, de los cuales el primero fue para la toma de muestras de bentos y la segunda para la toma de muestras de sedimento. En ambos casos solo se recolectaron las muestras cuando la profundidad de penetración de la draga en el sedimento fue mayor a los 5 cm de profundidad y cuando no mostrara signos de lavado de la muestra, producto de un mal cierre de la draga. Adicionalmente, debido a las características fisiográficas del fondo marino, así como a la gran profundidad en muchas de las estaciones de monitoreo se estableció un máximo de tres intentos por cada lance, como parte

del protocolo de muestreo, tomando como fallo aquellas estaciones en donde el tercer intento del lance mostrara signos de lavado o no presentara la penetración mínima requerida. Para las muestras de bentos, el material colectado en la draga fue lavado y cernido a través de una tamiz con luz de malla de 1.0 mm a fin de retener los organismos macrobentónicos (Gray 1981). Los organismos fueron transferidos a un frasco de vidrio, en donde fueron sumergidos en una solución relajante de sulfato de magnesio por aproximadamente 30 min. Finalmente, los organismos fueron fijados con una solución de formaldehído al 10 %, previamente amortiguada con bórax, y almacenados para su análisis en el laboratorio.

Sedimentos superficiales

La toma de muestras de sedimentos para los análisis químicos y sedimentológicos se llevó a cabo mediante la recolecta del sedimento contenido en los 2 cm superficiales de la parte central de la draga. El material para los análisis químicos fue recolectado mediante el uso de una espátula de metal y transferido a frascos de vidrio ámbar. La muestra para el análisis sedimentológico fue colectado mediante el uso de espátulas de plástico y transferido a tubos de plástico de 50 ml. Ambos recipientes fueron previamente lavados y tratados a fin de eliminar cualquier tipo de interferencia. Una vez colectadas las muestras, éstas fueron almacenadas y congeladas hasta su traslado al laboratorio, en donde fueron almacenadas a $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su análisis. Previo al análisis, las muestras fueron secadas en estufa a $50 \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$ y homogenizadas en mortero de ágata.

El proceso de limpieza del material consistió básicamente en un lavado con una solución de jabón Micro® al 2 %, para lo cual, el material se sumergió en ella por un periodo de 24 h. Posteriormente, se realizaron varios enjuagues con agua de la llave y con agua destilada, dejando secar el material al aire. Finalmente, el material de vidrio no volumétrico fue introducido a la mufla a 400 °C durante cuatro horas. Para el material volumétrico, después del enjuague con agua destilada, se sumergió en una solución de ácido clorhídrico al 5 % por 24 h y enjuagado finalmente con agua desionizada. Previo a su uso, todo el material volumétrico fue sometido a varios enjuagues con metanol y diclorometano.

Macrobentos

El análisis taxonómico de los organismos bentónicos se llevó a cabo mediante la colaboración de la Dra. Verónica Rodríguez Villanueva, en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO). Los organismos invertebrados recolectados en 1998 y elegidos como indicadores para el análisis fueron: el anélido poliqueto *Spiophanes duplex* (organismo depositívoro superficial) y el equinodermo ofiurido *Amphiodia urtica* (organismo suspensívoro y carroñero). Estos organismos fueron seleccionados debido a su amplia distribución y abundancia en la estructura comunitaria, a lo largo de la región (Rodríguez-Villanueva *et al.*, 2003).

En el muestreo de 2003, se consideraron 25 estaciones (Figura 3) en las cuales, se tenía como primer objetivo la determinación e identificación de S.

duplex y a *A. urtica*, ambos organismos dominantes durante el muestreo realizado en 1998 (Rodríguez-Villanueva, 2005). Sin embargo, durante la realización del trabajo taxonómico no se encontró al ofiurido *A. urtica* en ninguna de las muestras y, aunque el poliqueto *S. duplex* estuvo presente en las muestras, no fue el organismo dominante tal como sucedió durante el muestreo de 1998. De esta manera, se decidió llevar a cabo la separación e identificación de todos los poliquetos presentes en la muestra (Figura 4). Así, para las 25 muestras analizadas para el trabajo taxonómico, se obtuvo como resultado que el poliqueto *Spiophanes bombix* fue el organismo dominante, encontrándose en 18 estaciones de muestreo, seguido de *Paraprionospio pinnanta* presente en 8 estaciones, y *S. duplex* en 6 estaciones.

Material particulado (MP)

Aguas residuales de las plantas de tratamiento

Para la toma de muestras del MP proveniente de las descargas de aguas residuales, en el verano e invierno de 2003 se recolectaron muestras compuestas en los efluentes de las cinco principales plantas de tratamiento del área de estudio (PTPL, PTPB, PTN, PTG y PTS). Una vez analizados los resultados de estas muestras, se determinó monitorear las fluctuaciones de la señal isotópica de las plantas de tratamiento de PB y de PL durante un periodo, lo anterior debido a que son las plantas con el mayor flujo en el área de estudio. Las muestras compuestas para estas plantas de tratamiento fueron tomadas de marzo a junio del 2005. Para

la obtención de las muestras compuestas, se colectaron seis muestras de 20 litros en un periodo de 24 horas, las cuales fueron mezcladas a fin de obtener la muestra compuesta. De estas muestras se analizó el material particulado retenido por un filtro (GF/F) con luz de malla de $0.7 \mu\text{m}$. El volumen considerado fue de dos litros. Los filtros con el MP obtenido fueron colocados en cajas petri y secados en estufa a $50 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$. Una vez secos, el material adherido a los filtros fue raspado y almacenado hasta su análisis.

Material particulado de arroyos

Para la obtención del MP contenido en el agua de escurrimientos de arroyos, durante el marzo del 2005 se colectaron muestras de cinco arroyos localizados dentro del área de estudio: Arroyo Rosarito (AR1), Arroyo El Morro (AR2), Dren del poblado Primo Tapia (AR3), Arroyo El Descanso (AR4) y Arroyo Ensenada (AR5) (Figura 3). Las muestras fueron recolectadas directamente en botellas de polipropileno, en la orilla de los arroyos con agua en circulación. Las botellas de polipropileno utilizadas fueron lavadas bajo el protocolo de limpieza previamente descrito. Las muestras fueron preservadas a $-10 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta su utilización. Una vez en el laboratorio, las muestras fueron descongeladas y de ellas se obtuvo el material particulado retenido por un filtro (GF/F) con luz de malla de $0.7 \mu\text{m}$. Los filtros con el MP obtenido fueron colocados en cajas petri y secados en estufa a $50 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$. Una vez secos, el material adherido a los filtros fue raspado y almacenado hasta su análisis.

Plancton

Las muestras de fitoplancton y zooplancton fueron recolectadas en diciembre de 2004 en las regiones más oceánicas del área de estudio. Para ello, se utilizaron redes de arrastre de 20 y 10 μm , para la recolecta de las muestras de zooplancton y fitoplancton, respectivamente. Las muestras recolectadas se almacenaron en frascos de vidrio y preservadas a $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su utilización. En el laboratorio, las muestras fueron descongeladas y filtradas mediante el uso de filtros GF/F de 0.7 μm . Posteriormente, los filtros fueron colocados en cajas petri y secados en una estufa a $50 \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Finalmente, el MP adherido a los filtros fue raspado y homogeneizado en mortero de ágata, transferido a viales y almacenado hasta su análisis.

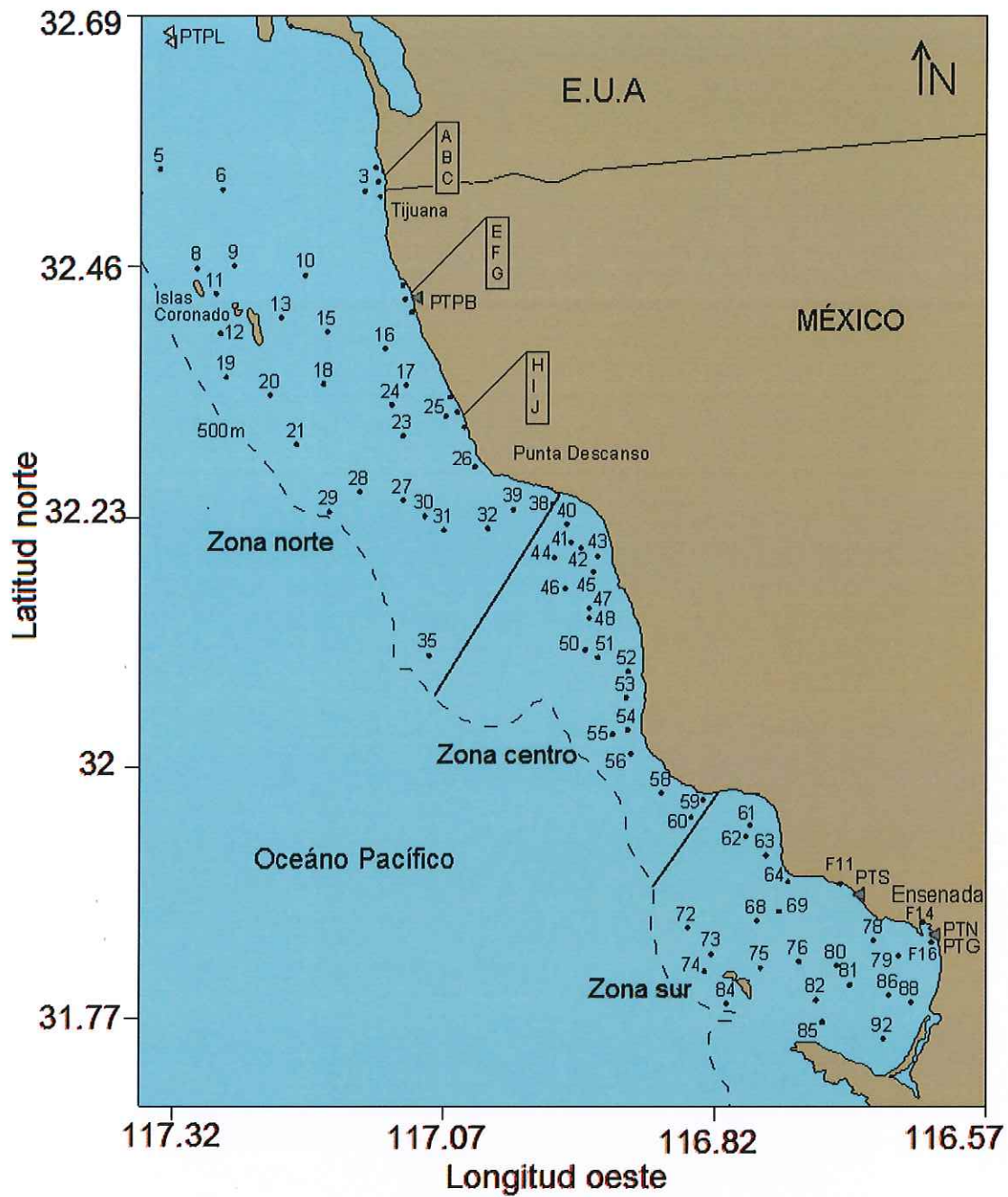


Figura 2.- Distribución de las estaciones de muestreo durante la campaña de 1998.

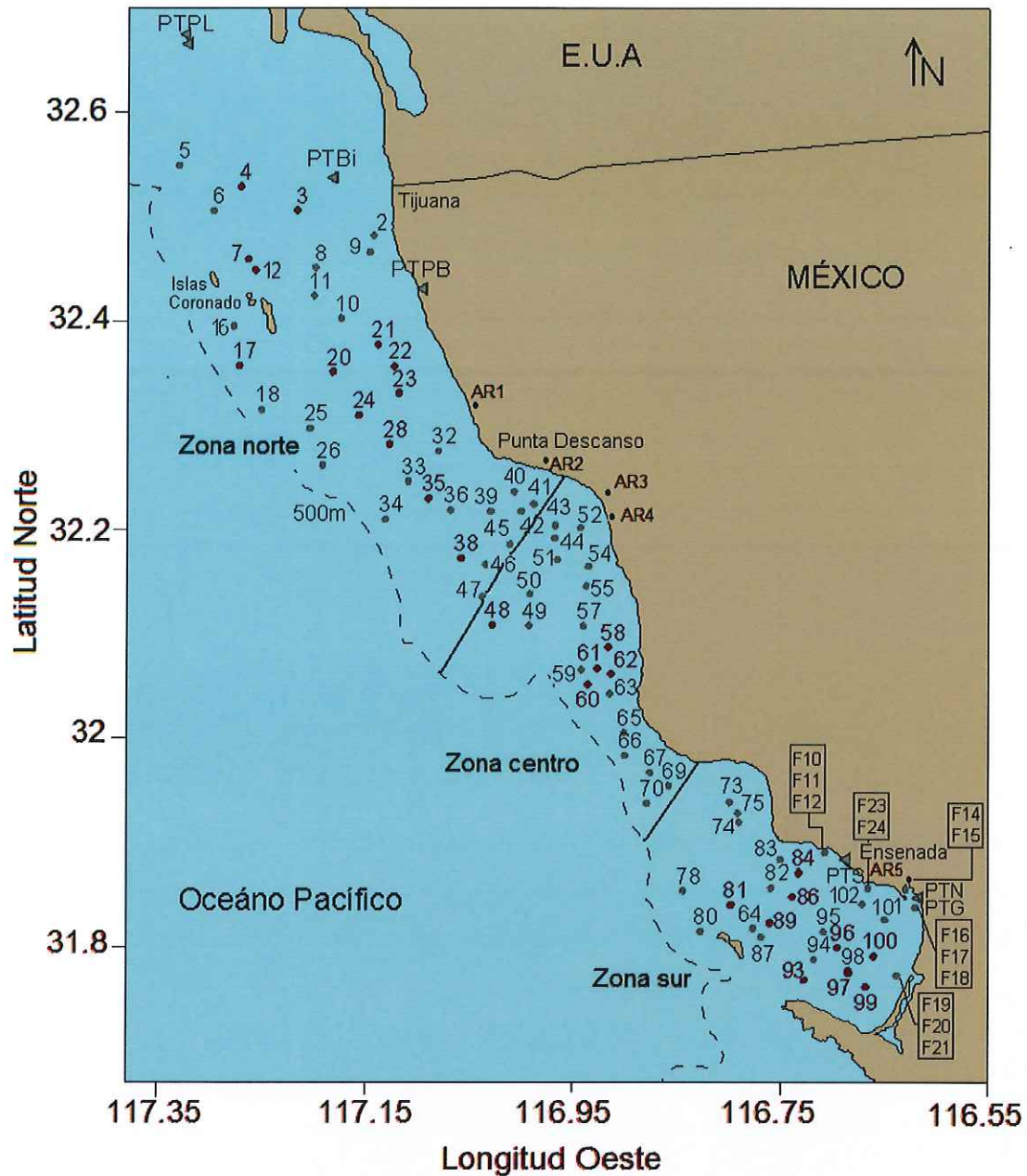
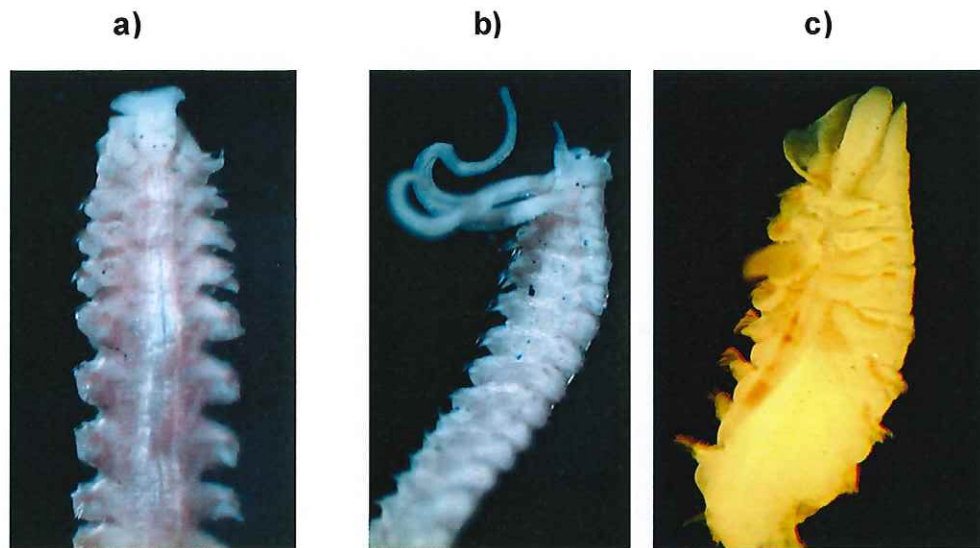


Figura 3.- Estaciones de muestreo durante la campaña de 2003. Los números en color rojo representan las estaciones en las que se identificaron a los organismos bentónicos (poliquetos y ofiuridos). Las estaciones en recuadro corresponden a los sitios considerados como críticos en la región sur del área de estudio. AR1, AR2, AR3, AR4 y AR5 corresponden a drenes de los arroyos muestreados.

Poliquetos



Ofiurido

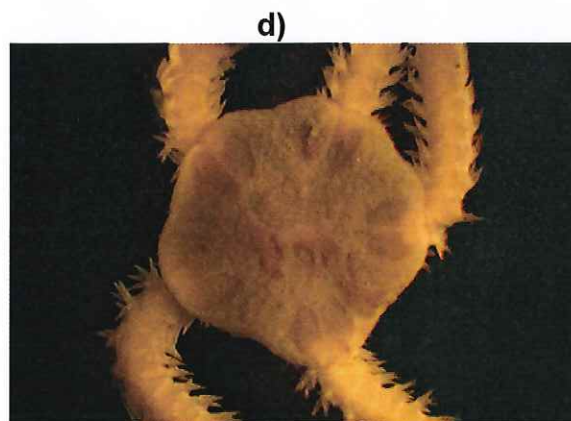


Figura 4. Imágenes de los organismos identificados durante los cruceros de 1998 y 2003. a) *Spiophanes bombix*, b) *Spiophanes duplex*, c) *Paraprionospio pinnanta* y d) *Amphiodia urtica*. Fotos proporcionadas por la Dr. L. Verónica Rodríguez Villanueva.

Métodos analíticos

Carbono orgánico (CO) y nitrógeno total (NT)

El análisis de CO y NT en las muestras de sedimentos superficiales, MP de los efluentes de las plantas de tratamiento, MP de arroyos y de las muestras de plancton, se llevaron a cabo mediante el uso de un analizador elemental marca Carlo Erba modelo 1106, acoplado a un integrador marca Spectra Physics Minigrator. Previo al análisis de CO, las muestras fueron pretratadas a fin de eliminar los carbonatos. Para ello, 0.5 g de muestra fueron sumergidos en una solución de HCl 0.1M por un periodo de 24 h. Posteriormente la muestra fue secada en estufa a 50 ± 5 °C y homogenizada para su posterior análisis. Para el análisis de NT, las muestras no fueron sometidas a ningún pretratamiento previo.

Análisis granulométrico

La determinación de las diferentes fracciones de tamaño de grano, se llevo a cabo mediante el análisis de una muestra de aproximadamente 10 g, la cual fue tamizada previamente mediante una malla metálica de 1000 μm de luz de malla, a fin de eliminar la interferencia de las partículas mayores a dicho tamaño. Una vez tamizada la muestra, se transfirió a tubos de polipropileno en donde se adicionaron aproximadamente 30 ml de solución dispersante de ortofosfato de sodio. Posteriormente, se tomó una alícuota que fue analizada en un analizador láser de distribución de tamaño de partículas marca HORIBA LA 910. De los resultados obtenidos, se extrajeron los porcentajes de las fracciones menores a

los tamaños de partículas de: 4 μm (arcillas), 16 μm (limo fino-mediano), 40 μm (limo grueso) y la fracción menor a 63 μm (limo muy grueso).

Determinación de la señal isotópica $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

El análisis de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en las muestras de sedimento, organismos, MP de aguas residuales y de agua de arroyo, así como el de las muestras de plancton, se llevó a cabo mediante el uso de un analizador elemental acoplado a un espectrómetro de masas de razones isotópicas (IRMS) (Figura 5). Debido a problemas técnicos con los equipos, las muestras fueron analizadas en cuatro laboratorios diferentes: el Laboratorio de la división de Investigaciones de Ecosistemas de la Agencia de Protección Ambiental de E.U.A. (EPA por sus siglas en inglés) en la ciudad de Athens, Georgia, en el Laboratorio de Química Analítica de la Universidad de Georgia, Georgia, en la Universidad de California -Davis, CA, y en el laboratorio de SCCWRP (Agencia de Investigación de Aguas Costeras del Sur de California). En cada uno de los laboratorios fueron analizadas muestras diferentes. En el Laboratorio de la división de Investigaciones de Ecosistemas de la Agencia de Protección Ambiental de E.U.A., se analizaron las muestras de los poliquetos y sedimentos de 1998 y las del MOP de las aguas residuales del 2003. En Laboratorio de Química Analítica de la Universidad de Georgia se analizaron los poliquetos del muestreo del 2003. En la Universidad de California-Davis, se analizaron las muestras del plancton, las del MOP de las aguas residuales y la de

los arroyos del 2005. Finalmente en el laboratorio de SCCWRP, se midieron las muestras de los sedimentos del muestreo del 2003.

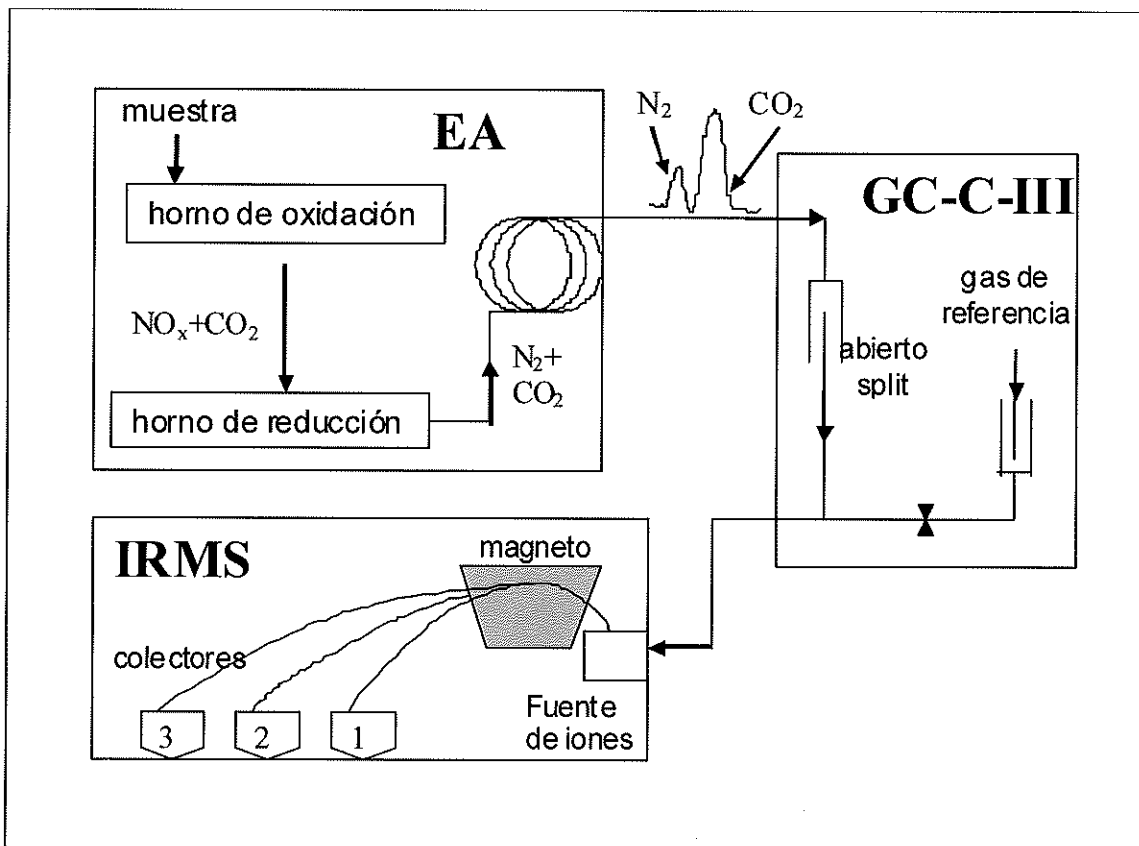


Figura 5.- Configuración del sistema EA-IRMS

Los datos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ se expresan en unidades de partes por mil (‰), el cual, para el caso de los datos de carbono, es un valor relativo respecto al estándar de referencia Vienna Peedee Belemnite y, para el caso del nitrógeno, es un valor relativo respecto al N_2 atmosférico. De esta manera, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ son obtenidos mediante la fórmula:

$$\delta X (\text{‰}) = (R_{\text{muestra}}/R_{\text{estándar}} - 1) \times 10^3$$

en donde X corresponde al ^{13}C o al ^{15}N y R es la razón isotópica ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ o $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Cabe señalar que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ fueron generados directamente por los equipos analíticos utilizados.

Para el análisis del $\delta^{13}\text{C}$ de la MO, las muestras se pretrataron a fin de eliminar los carbonatos como fue descrito en el análisis de CO. Para el análisis del $\delta^{15}\text{N}$ de la MO, las muestras no fueron sometidas a ningún pretratamiento previo. Para el análisis, las muestras son pesadas en capsulas pequeñas de estaño, cerradas y colocadas en el instrumento de medición.

Controles de calidad

La precisión analítica y la variabilidad de las mediciones de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en las muestras se realizaron mediante la determinación de la desviación estándar (DS) de mediciones repetidas de estándares con valores conocidos. De esta manera, la DS para el $\delta^{13}\text{C}$ y el $\delta^{15}\text{N}$ en el laboratorio de la EPA, se determinó a

partir de mediciones repetidas de un estándar de peptona, el cual fue proporcionado por el Dr. Brian Eadie del Laboratorio de Investigación Ambiental de la Administración Nacional Atmosférica y Oceánica (NOAA por sus siglas en inglés) en Los Grandes Lagos, dando valores de ± 0.08 y ± 0.12 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ respectivamente. Las mediciones del estándar de peptona se efectuaron después de cada cinco muestras a fin de monitorear las variaciones del equipo analítico.

En el laboratorio de química analítica de la Universidad de Georgia, se utilizaron los estándares de álamo (poplar) y de bovino, los cuales fueron medidos cada 12 muestras, obteniéndose valores de DS de ± 0.03 y ± 0.08 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$, respectivamente y de ± 0.1 ‰ para $\delta^{15}\text{N}$ en ambos estándares. En el laboratorio de la UC-Davis se obtuvo una DS de ± 0.12 y ± 0.13 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, basadas en la repetición del análisis de estándares de referencia corridos con las muestras. Por último, en el laboratorio de la Agencia SCCWRP se analizó un blanco y un estándar de peptona cada 10-12 muestras. Se obtuvo una DS para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de ± 0.01 ‰ para el blanco en ambos y de 0.1 y ± 0.40 ‰ para el estándar de peptona, respectivamente.

En la Figura 6 se muestra un ejemplo de los cromatogramas obtenidos durante el análisis de las muestras en el equipo IRMS.

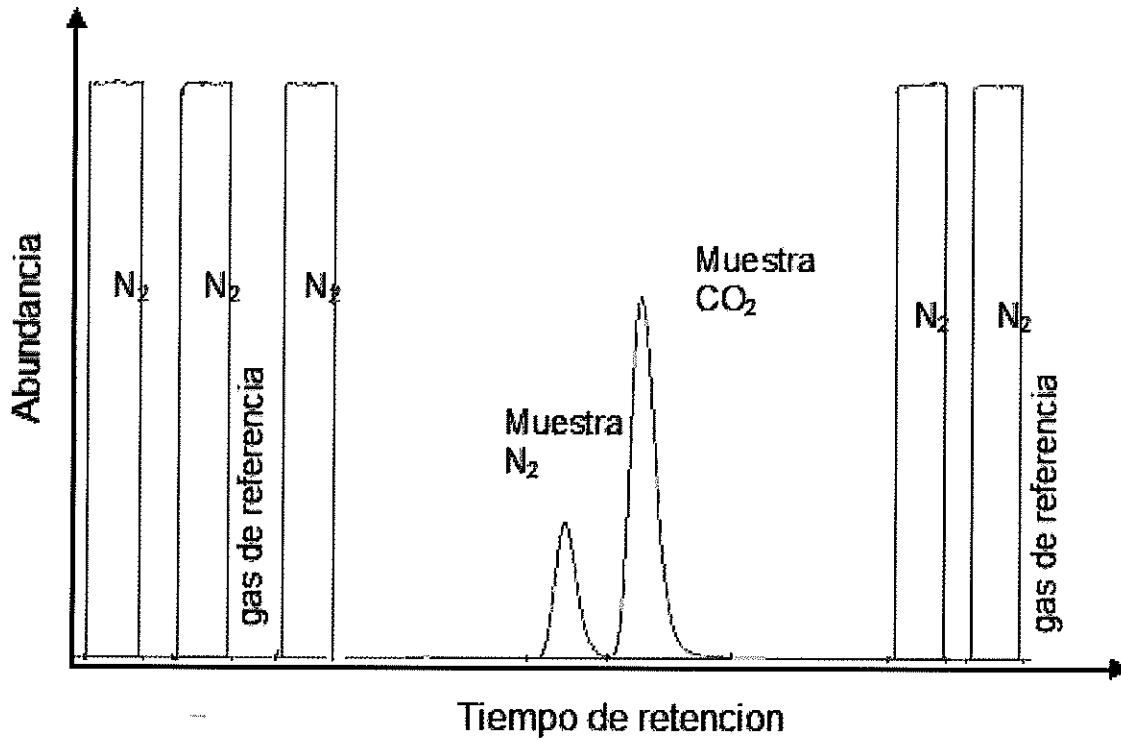


Figura 6.- Ejemplo de cromatograma para el análisis de la muestra E51 en el equipo de IRMS.

RESULTADOS

CARACTERÍSTICAS GENERALES

Con el fin de inferir los factores que intervienen en la distribución del material particulado en el área de estudio, se realizaron las mediciones de CO, nitrógeno total (NT) y tamaño de grano (Apéndice 1 y 2).

Tamaño de grano

Del análisis del tamaño de grano en las muestras del área de estudio, se obtuvo que la fracción de tamaño más abundante en los sedimentos de ambas campañas de muestreo fue el correspondiente a los limos gruesos (<40 μm) y limos muy grueso (<63 μm). Para el muestreo de 1998 el porcentaje de la fracción <63 μm fue de 0.2 a 97.3 %, la fracción < 40 μm fue de 0.1 a 74.5 %, la <16 μm de 0 a 29.5 % y la fracción menor a 4 μm fue de 0 a 8.7 %. En el 2003 los valores fueron ligeramente más altos, el porcentaje de la fracción <63 μm fue de 1.3 a 98.5 %, la <40 μm de 0.5 a 87.85 %, la <16 μm de 0.1 a 56.6 % y en la fracción menor a 4 μm fue de 0 a 15.4 %.

CO y NT

Para las muestras en sedimento superficial de 1998 los porcentajes de CO y NT estuvieron en los intervalos de 0.1-1.5 % y 0.02-0.21 % respectivamente. Para las muestras del 2003, los valores estuvieron en los intervalos de 0.04 a 2.8

% y 0.002 a 0.36 % para CO y NT, respectivamente. Se calculó la razón C/N, obteniéndose valores entre 2.1 y 22.4 para el muestreo de 1998 y de 0.76 y 38.0 para el del 2003.

Los valores más altos de promedio y la mediana se presentaron en el muestreo realizado durante el 2003 para todos los parámetros texturales medidos, excepto la razón C/N (Tabla 1). En las muestras de 2003, el promedio del porcentaje de las diferentes fracciones fue de 42.9 ± 27.6 , 29.7 ± 22.1 , 14.8 ± 11.7 y 4.10 ± 3.10 % (para las fracciones <63, <40, <16 y <4 μm , respectivamente). El CO y el NT presentaron valores promedio de 0.72 ± 0.67 % y 0.12 ± 0.08 % respectivamente, y un valor promedio de 6.21 ± 4.91 para la razón C/N. Por otro lado, para el muestreo de 1998, el promedio del porcentaje de las diferentes fracciones fue de 34.3 ± 27.6 , 21.3 ± 22.1 , 10.4 ± 11.7 y 3.55 ± 3.12 % (para las fracciones <63, <40, <16 y <4 μm , respectivamente), mientras que el CO, el NT y la razón C/N presentaron valores promedio de 0.41 ± 0.67 , 0.06 ± 0.08 y 7.30 ± 4.91 % respectivamente.

El coeficiente de determinación entre el CO y el NT fue mayor para el muestreo de 2003 ($r^2=0.9$) que para el de 1998 ($r^2=0.6$). Entre las diferentes fracciones de tamaño de grano analizadas, la fracción de tamaños <40 μm tuvo un mayor coeficiente de determinación con el CO, siendo mayor para el 2003 ($r^2= 0.8$) que para 1998 ($r^2= 0.6$) (Tabla 2). Se realizó el análisis de regresión entre los valores de CO y la fracción <40 μm así como el análisis entre los valores de CO y

C/N para los resultados de 1998 y 2003, obteniéndose una relación lineal significativa entre las variables ($F_{\text{calculado}} \gg F_{\text{critico}}$).

Tabla I.-Medidas de tendencia central y de dispersión de los diferentes parámetros texturales medidos, para las muestras de sedimento superficial de las campañas de muestreo de 1998 y de 2003. La razón C/N es adimensional.

Parámetros	Promedio		Mediana		Desviación Estándar	
	1998	2003	1998	2003	1998	2003
(%)						
<4 μm	3.55	4.12	3.60	4.20	2.50	3.05
<16 μm	10.4	14.8	10.5	14.4	7.59	11.6
<40 μm	21.3	29.7	21.2	29.1	16.4	22.1
<63 μm	34.3	42.9	37.3	47.9	24.4	27.6
CO	0.41	0.72	0.30	0.54	0.34	0.67
NT	0.06	0.10	0.04	0.10	0.04	0.08
C/N*	7.30	6.21	6.00	5.77	3.86	4.91

Tabla II.-Coeficiente de determinación (r^2 , $\alpha = 0.05$) entre el CO y las diferentes fracciones de tamaño de grano y entre el NT, para los resultados del muestreo de 1998 y de 2003.

Parámetro	r^2 (1998)	r^2 (2003)
CO vs <4 μm	0.3	0.6
CO vs <16 μm	0.4	0.7
CO vs <40 μm	0.6	0.8
CO vs <63 μm	0.5	0.7
CO vs NT	0.6	0.9

Comparación entre los muestreos de 1998 y 2003

Se realizaron pruebas estadísticas (rutina desarrollada en el programa Matlab R13 v 6.5) para determinar si existen diferencias entre los parámetros medidos en el muestreo de 1998 y 2003. El tamaño de las matrices de datos fue de 57 y 91 para las muestras de 1998 y 2003, respectivamente; considerando un total de tres variables: % CO, % NT y % de la fracción de tamaño de grano <40 μm , debido a que fue con ésta con quien se obtuvo la mejor correlación (Tabla II). Se realizó una prueba estadística T de Hotteling, para el contraste de dos muestras independientes, con nivel de confianza estadística del 95% ($\alpha=0.05$). Del análisis estadístico realizado, se obtuvo que existen diferencias significativas ($P = 1.2 \times 10^{-12} \ll \alpha$) entre los valores promedio de las variables analizadas en ambos muestreos.

Distribución superficial de los parámetros texturales

En la Figura 7 se muestra la distribución superficial del porcentaje de CO en el área de estudio durante 1998. En general, en la región norte y centro del área de estudio se observa un gradiente de la costa hacia la región oceánica, encontrando los máximos valores (0.48 a 1.00 % en la zona norte y 0.62 a 1.50 % en la zona centro) cercanos a la isóbata de los 500 m. Por otro lado, en la región sur (Bahía de Todos Santos) se observan tres puntos de acumulación al interior de la bahía, ubicados al noroeste de Punta San Miguel (0.48 a 0.68 %), otro cercano a la costa frente al puerto de El Sauzal (0.59 %) y, finalmente, una zona de mayor acumulación en el área del cañón submarino, entre Punta Banda y las Islas Todos Santos (1.40 %). De igual manera, el porcentaje de NT y la fracción de tamaño de grano $<40 \mu\text{m}$ mostraron un patrón de distribución similar al del CO (Figuras 8 y 9, respectivamente).

El patrón de distribución de la razón C/N (Figura 10) en las zonas norte y centro, presenta un gradiente de la costa hacia mar adentro con máximos valores (10.5 a 15.5 en la zona norte y de 7.40 a 22.4 en la zona centro) cercanos a la isóbata de los 500 m. Además se observan, tres sitios de acumulación, de los cuales uno (con forma de lengüeta) se extiende paralelo a la costa frente al Río Rosarito (con valores 12.1 a 15.9). El segundo, presenta una forma similar al primero pero se extiende de manera perpendicular a la línea de costa, al sureste del Río El Morro (con valores de 7.42 a 10.1). Por último, el tercero presenta un valor máximo (22.4) que se encuentra frente al Río Guadalupe. En la zona sur, la distribución de C/N es homogénea (con valores de 2.65 a 6.67) y solo se observa

un amplio centro de acumulación (con valores de 5.45 a 6.67) de forma circular, en la parte central de la bahía.

En la Figura 11 se muestra la distribución superficial del porcentaje de CO para el muestreo de 2003. En general, en la zona norte y centro del área de estudio se observa un patrón de distribución con un gradiente que va desde la costa en dirección hacia mar adentro, presentando los valores más altos (0.57 a 2.79 % en la zona norte y de 1.21 a 2.20 % en la zona centro) en la región oceánica, sobre la isóbata de los 500 m. En la zona norte, a diferencia de la distribución superficial encontrada en 1998, se observa la formación de una lengüeta paralela a la costa, ubicada en dirección noroeste desde Punta Descanso hasta el Río Rosarito. En la zona centro se observa la formación de pequeños centros de acumulación de CO localizados frente a Punta Salsipuedes, en la región oceánica, con excepción del área cercana a la costa en la parte sur de Punta Salsipuedes. En la zona sur del área de estudio, se observan un área de acumulación de CO adyacente a las islas Todos Santos (con valores de 0.80 a 1.55 %) y otro cercanos a los puertos de Ensenada (con valores de 0.65 a 1.95 %), El Sauzal (1.57 a 1.75 %) y a la Marina Coral (0.41 a 1.00 %). El porcentaje de NT y la fracción de tamaño de grano $<40 \mu\text{m}$ presentan un patrón de distribución similar al observado por el CO (Figuras 12 y 13, respectivamente).

En la figura 14, se muestra la distribución superficial de la razón C/N para los resultados obtenidos en el 2003. En la zona norte y centro, la distribución es similar a la encontrada para el CO, con valores máximos hacia la isobata de los 500 m (4.90 a 7.81, en la zona norte y de 5.32 a 7.48 en el centro). Por su parte,

en la zona sur el patrón es diferente al mostrado por el CO, ya que se pueden observar tres centros de acumulación bien definidos. Uno ubicado frente a Punta San Miguel (con valores de 10.4 a 38.0), otro frente a la boca del Estero de Punta (con valores de 9.41 a 23.8) y un tercero paralelo a éste último, ubicado en el centro de la bahía (con valores de 8.95 a 19.4).

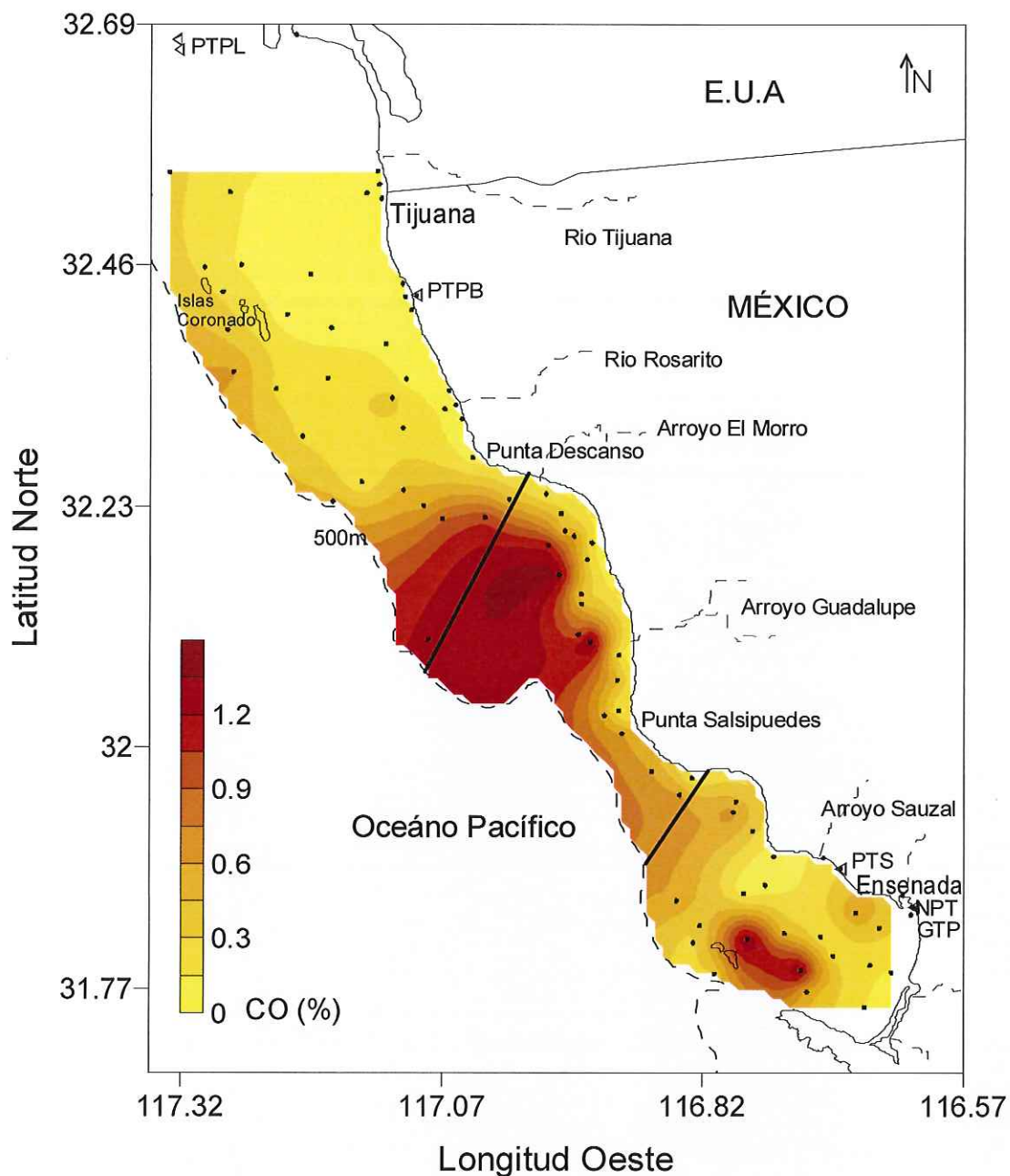


Figura 7.- Distribución superficial del porcentaje de CO durante 1998. PTPL = Planta de Tratamiento Point Loma, PTPB = Planta de Tratamiento Punta Banderas, PTS = Planta de Tratamiento El Sauzal, PTN = Planta de Tratamiento El Naranjo, PTG = Planta de Tratamiento El Gallo.

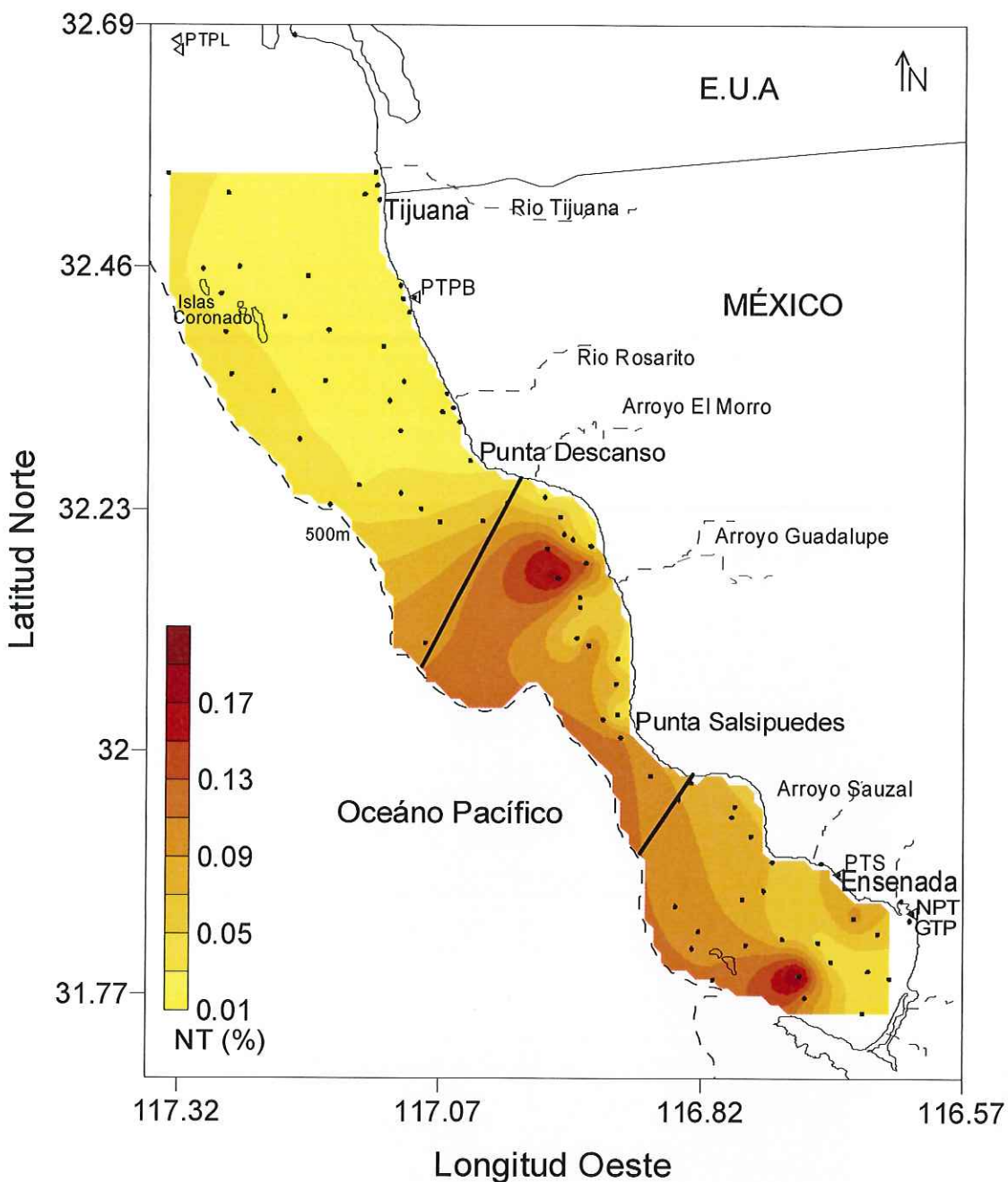


Figura 8.- Distribución superficial del porcentaje de NT durante 1998. PTPL = Planta de Tratamiento Point Loma, PTPB = Planta de Tratamiento Punta Banderas, PTS = Planta de Tratamiento El Sauzal, PTN = Planta de Tratamiento El Naranja, PTG = Planta de Tratamiento El Gallo.

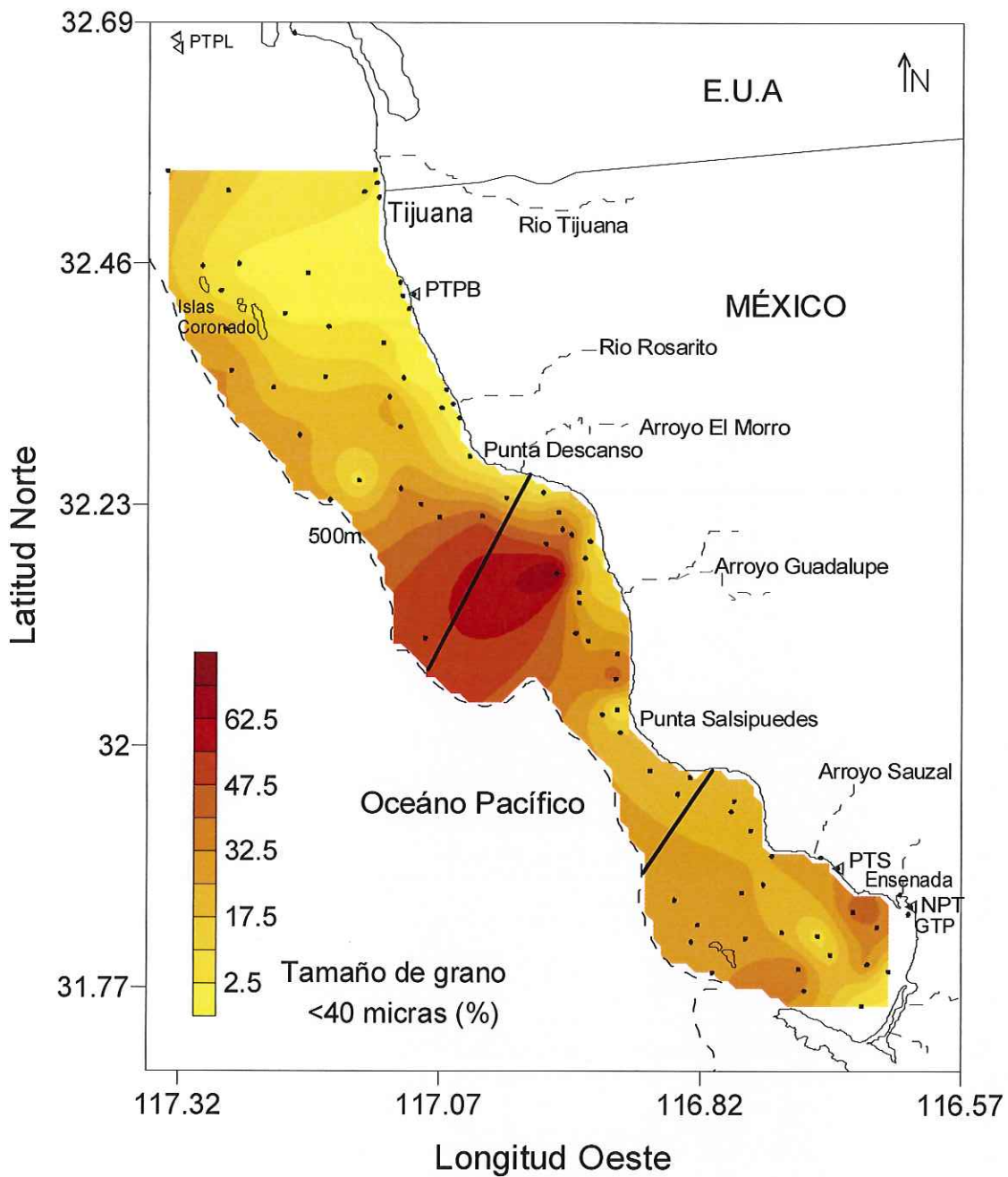


Figura 9.- Distribución superficial del porcentaje de tamaño de grano < 40 μm durante 1998. PTPL = Planta de Tratamiento Point Loma, PTPB = Planta de Tratamiento Punta Banderas, PTS = Planta de Tratamiento El Sauzal, PTN = Planta de Tratamiento El Naranja, PTG = Planta de Tratamiento El Gallo.

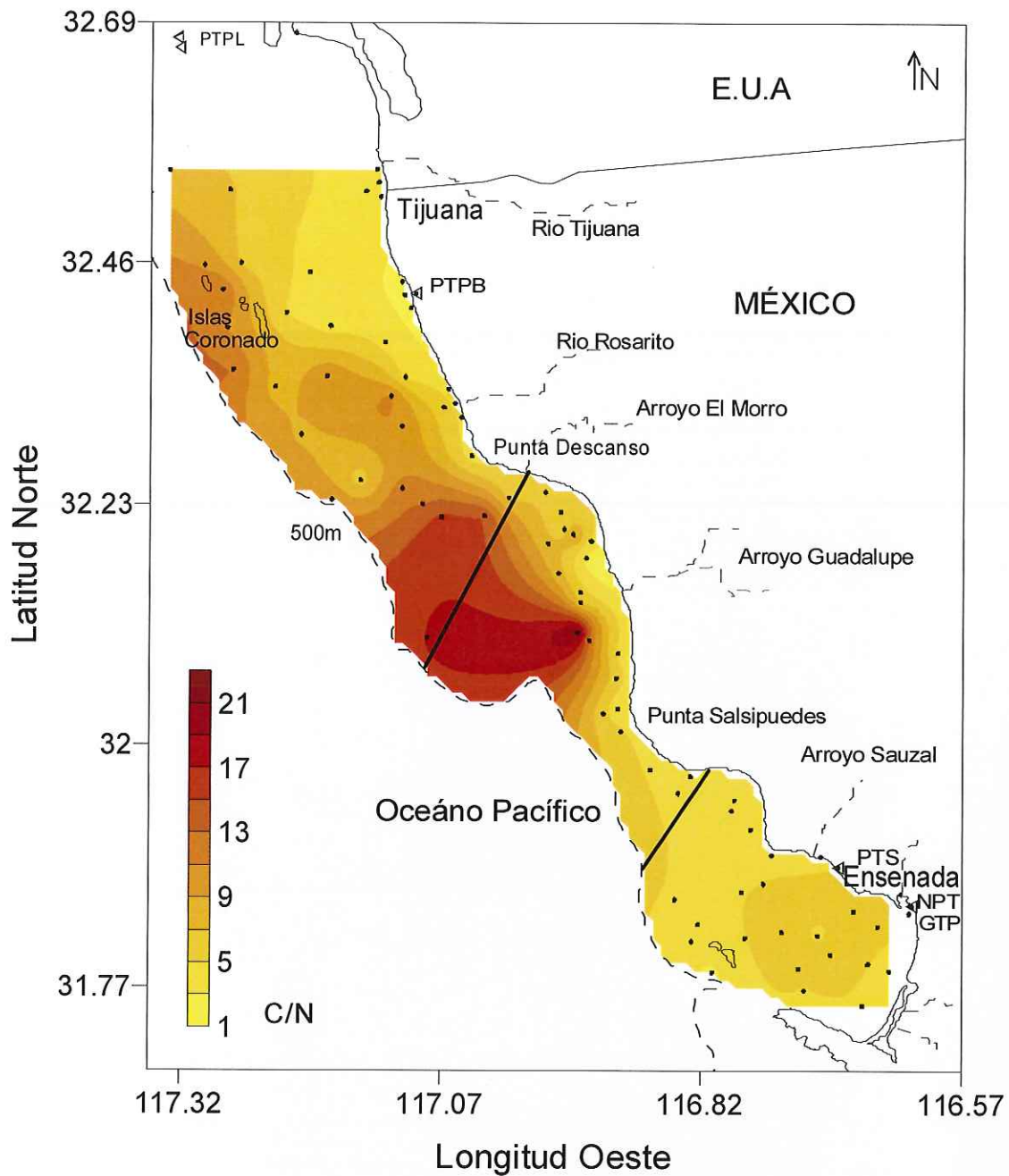


Figura 10.- Distribución superficial de la razón C/N durante 1998. PTPL = Planta de Tratamiento Point Loma, PTPB = Planta de Tratamiento Punta Banderas, PTS = Planta de Tratamiento El Sauzal, PTN = Planta de Tratamiento El Naranja, PTG = Planta de Tratamiento El Gallo.

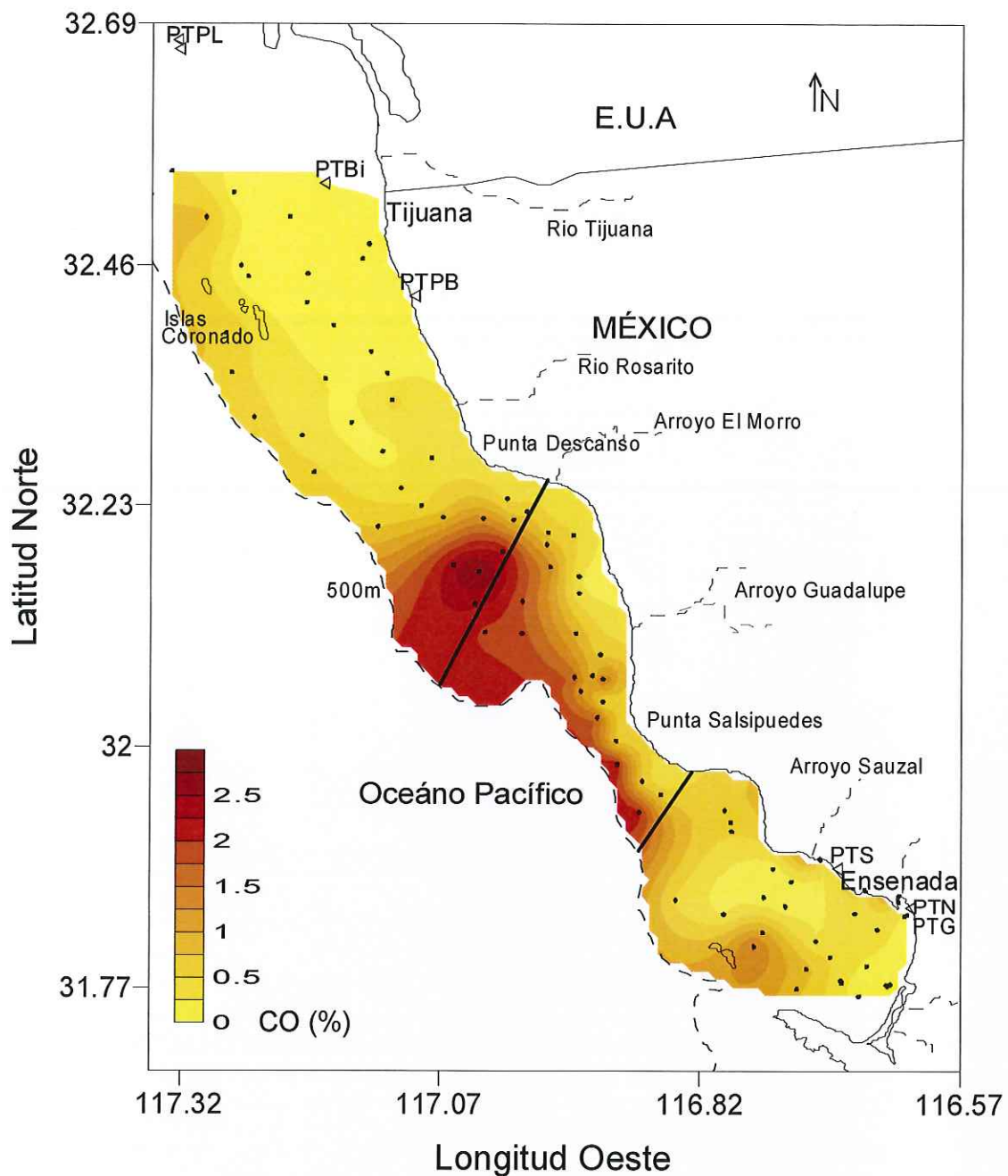


Figura 11.- Distribución superficial del porcentaje de CO durante el 2003. PTPL = Planta de Tratamiento Point Loma, PTPB = Planta de Tratamiento Punta Banderas, PTS = Planta de Tratamiento El Sauzal, PTN = Planta de Tratamiento El Naranja, PTG = Planta de Tratamiento El Gallo.

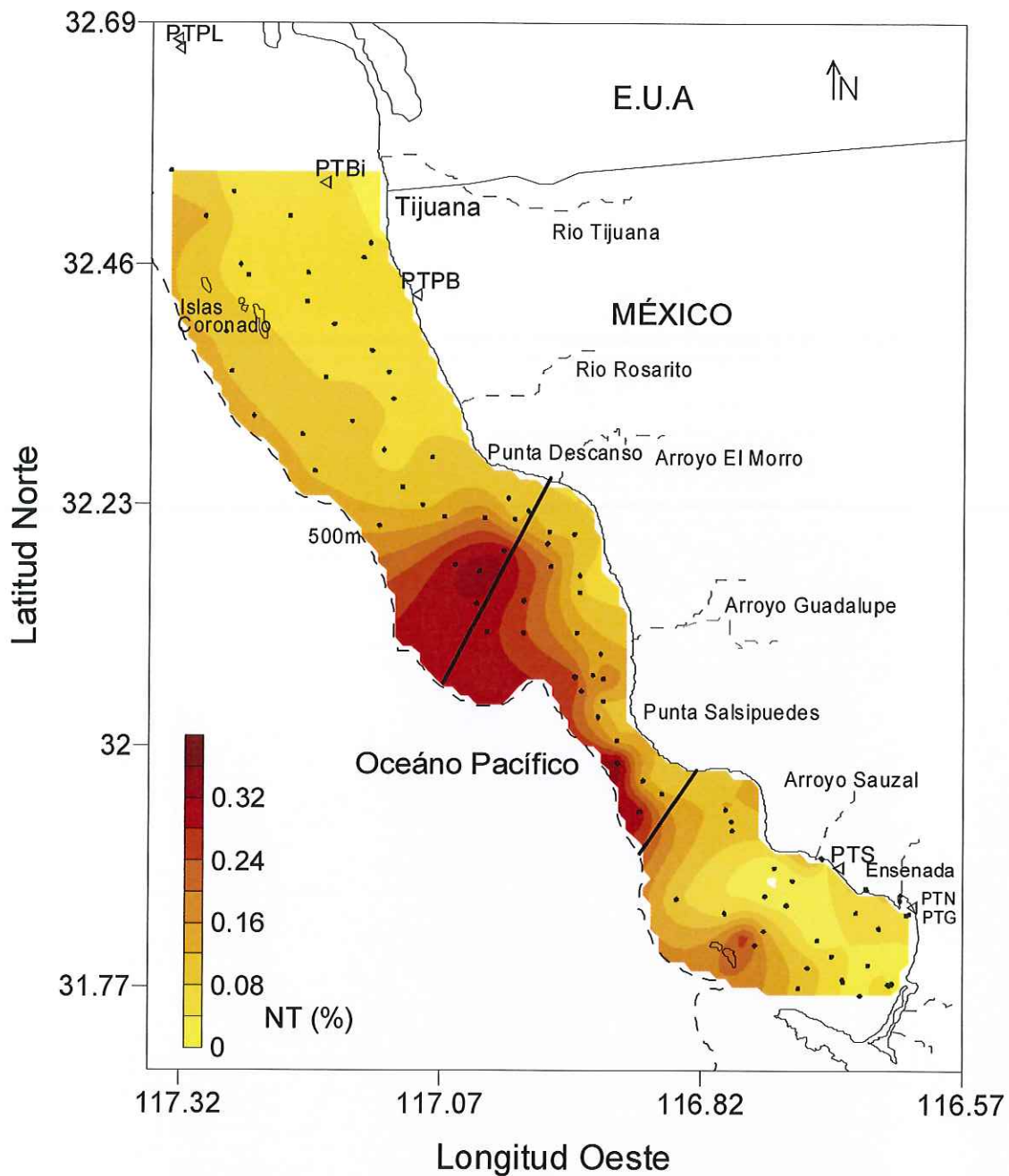


Figura 12.- Distribución superficial del porcentaje de NT durante el 2003. PTPL = Planta de Tratamiento Point Loma, PTPB = Planta de Tratamiento Punta Banderas, PTS = Planta de Tratamiento El Sauzal, PTN = Planta de Tratamiento El Naranjo, PTG = Planta de Tratamiento El Gallo.

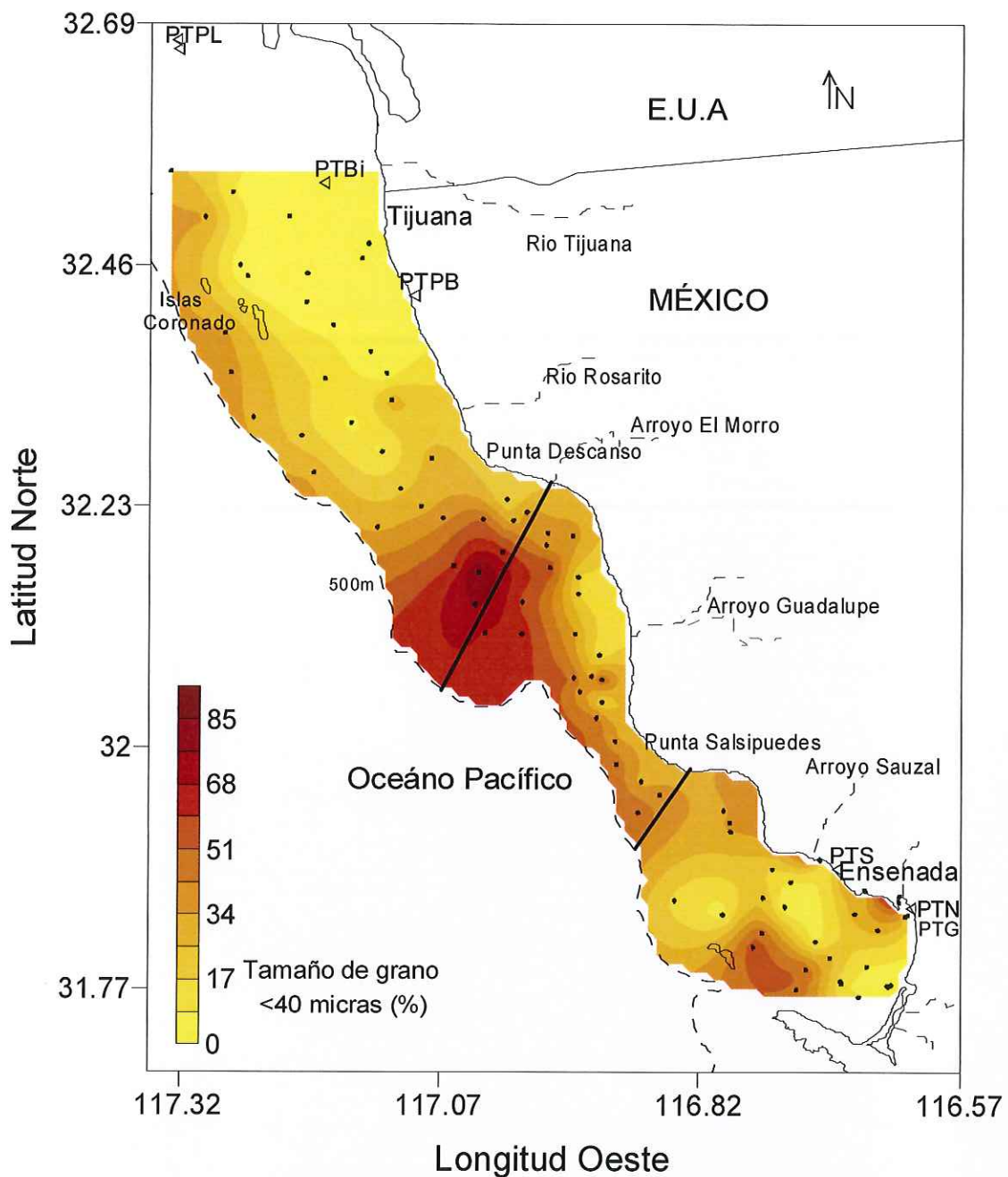


Figura 13.- Distribución superficial del porcentaje de tamaño de grano $< 40 \mu\text{m}$ durante el 2003. PTPL = Planta de Tratamiento Point Loma, RTPB = Planta de Tratamiento Punta Banderas, PTS = Planta de Tratamiento El Sauzal, PTN = Planta de Tratamiento El Naranja, PTG = Planta de Tratamiento El Gallo.

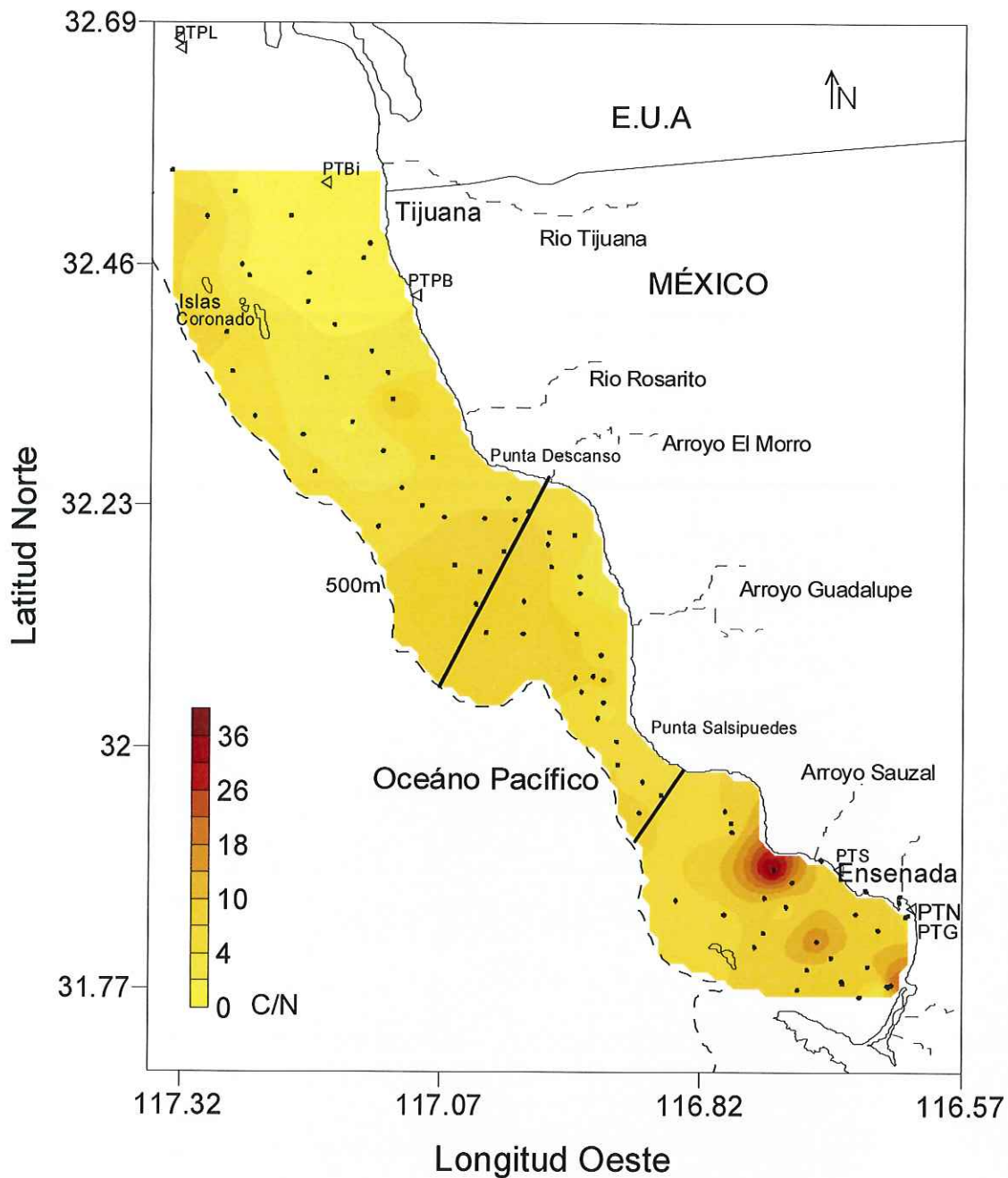


Figura 14.- Distribución superficial de la razón C/N durante el 2003. PTPL = Planta de Tratamiento Point Loma, PTPB = Planta de Tratamiento Punta Banderas, PTS = Planta de Tratamiento El Sauzal, PTN = Planta de Tratamiento El Naranjo, PTG = Planta de Tratamiento El Gallo.

FUENTES DE MATERIA ORGANICA

Razones isotópicas del MOP de las plantas de tratamiento

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR se muestran en las Tabla III y IV, respectivamente. En la Tabla III se observan los resultados obtenidos en las cinco principales plantas de tratamiento para los meses de febrero y septiembre 2003. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ estuvieron en el intervalo de -21.1 a -22.7 ‰ para el mes de febrero, y de -16.7 a -25.0 ‰ para el mes de septiembre. Por su parte, los resultados de $\delta^{15}\text{N}$ se encontraron en el intervalos de -1.70 a +10.1 ‰ y de -1.81 a +9.54 ‰ para los meses de febrero y septiembre respectivamente. La muestras de agua residual de la PTG y de la PTPB no pudieron ser obtenidos en el verano debido a que dichas plantas se encontraban en periodo de mantenimiento y no estaban operando. En el caso de la PTG, el agua residual que le correspondía tratar, fue desviada a la PTN. En la Tabla IV, se muestran los resultados obtenidos para la PTPL y la PTPB durante el periodo que comprendió de marzo a junio de 2005. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ se encontraron en el intervalo de -22.6 a -23.1 ‰ (PTPL) y de -22.4 a -23.0 ‰ (PTPB), mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ se encontraron en el intervalo de +0.020 a +1.30 ‰ (PTPL) y de +2.40 a +3.07 ‰ (PTPB).

En la figura 15, se observa la representación gráfica del $\delta^{15}\text{N}$ vs $\delta^{13}\text{C}$ de las diferentes plantas de tratamiento analizadas, observándose que las plantas ubicadas en la zona norte del área de estudio (PTPL y PTPB), están

isotópicamente bien diferenciadas de las plantas ubicadas en la zona sur. Sin embargo podemos observar una diferencia isotópica entre la PTPL (San Diego) y la PTPB (Tijuana) dadas principalmente por su señal de $\delta^{15}\text{N}$. Así también, observamos que las plantas de tratamiento ubicadas en la zona sur, los valores isotópico de la PTN en el periodo de verano ($-17.10\text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ y $+5.18\text{‰ } \delta^{15}\text{N}$) están más cercanos a los obtenido para la PTG en el periodo de invierno ($-22.6\text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ y $+6.26\text{‰ } \delta^{15}\text{N}$). Además de que los valores isotópicos de la PTN y la PTG previamente mencionados se encuentran más cercanos a los de la PTPB que a los de los valores isotópicos de las otras muestras de las plantas de tratamiento del sur: $-21.8\text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ y $+10.1\text{‰ } \delta^{15}\text{N}$ (PTN en el periodo de invierno), $-25.0\text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ y $+9.54\text{‰ } \delta^{15}\text{N}$ (PTS en el periodo de verano) y de $-22.2\text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ y $+9.81\text{‰ } \delta^{15}\text{N}$ (PTS en el periodo de invierno).

En la Tabla V, se observan algunos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del MOP de las plantas de tratamiento (primario y secundario) localizadas en el Sur de California y en otras partes del mundo. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos para las plantas de tratamiento en este estudio (-17.0 a -25.0‰) se encuentran en el rango de valores reportados para las plantas de tratamiento Joint Water Pollution Control Plant "JWPCP" (-16.5‰) y la de Whites Point (-23.5‰), así como con las otras plantas ubicadas en otro sitios (-21.8 a -26.7‰). Mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de las de PTPL y PTPB (-1.81 a 3.07‰) están dentro del intervalo de valores reportados para las plantas de tratamiento tipo primario (-1.40 a $+2.30\text{‰}$) y los valores de las PTG, PTN y PTS ($+6.26$ a $+10.1\text{‰}$) son similares a los valores

reportados para las plantas de tratamiento secundario (+7.20 a +9.20) de otros sitios.

Tabla III.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR para el mes de febrero y septiembre de 2003. N.A = Sin dato.

Planta de tratamiento	Invierno		Verano	
	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Naranja	-21.8	10.1	-17.1	5.18
El Gallo	-22.7	6.26	N.A.	N.A.
Sauzal	-22.2	9.81	-25.0	9.54
Punta Bandera	-21.1	1.02	N.A.	N.A.
Point Loma	-22.2	-1.70	-16.7	-1.81

Tabla IV.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR de la PTPL y la PTPB para el periodo de marzo a junio del 2005.

Planta de tratamiento	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Point Loma		
PL 03	-23.1 ± 0.2	1.08 ± 0.2
PL04	-23.6 ± 0.5	1.30 ± 0.8
PL 06	-22.6 ± 0.1	0.047 ± 0.1
PL 06*	-22.7 ± 0.1	0.020
Punta Banderas		
PB 05	-23.0 ± 0.1	3.03 ± 0.2
PB 05	-22.9 ± 0.1	2.60 ± 0.3
PB 05	-23.0 ± 0.4	3.07 ± 0.1
PB 06	-22.4 ± 0.3	2.60 ± 0.01
PB 06	-22.5 ± 0.4	2.40 ± 0.1

Se realizaron dos mediciones para cada muestra, $n=2$. Con excepción de PL 06*-, en donde solo se pudo realizar una medición. PL= Point Loma, PB= Punta Bandera y los números junto a las iniciales indican el mes del año en que fueron tomadas.

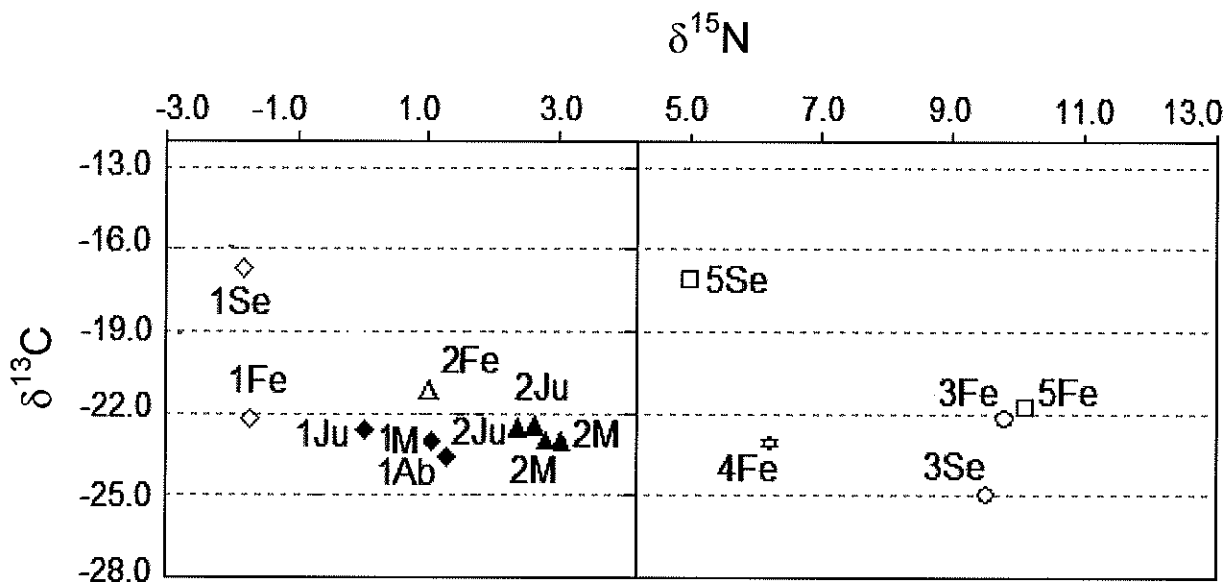


Figura 15.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR medidos en 2003 y 2005. El símbolo correspondiente (abierto = periodo del 2003 y cerrado periodo del 2005), PTPB=1◇, PTPB=2△, PTS=3○, PTG=4* y PTN=5□. Se = septiembre, Fe = febrero, M = marzo, Ab = abril, M = mayo y Ju = junio

Tabla V.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la MOPDAR de diferentes plantas de tratamiento en SCCa y otras partes del mundo.

Tipo de tratamiento del agua residual	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Sitio	Autores
Primario	-16.5	+1.80	JWPCP* California	Spies et al. (1989)
Primario	-23.5		Whites Point California	Myers(1974)
Primario,		+ 2.50	Whites Point California	Sweeney et al. (1980)
Primario	-24.7	-1.10	Middlesex, New Jersey	Lee Van Dover et al. (1992)
Primario	-26.7	+2.30	Estuario Tay, Escocia	Thorton y McManus (1994)
Primario	-21.8 ± 0.5	-1.40 ± 1.70	Comunidad urabana de Montreal	DeBruyn y Rasmussen (2002),
Secundario	-22.4	+7.20	Yonkers, New York	Lee Van Dover et al. (1992)
Secundario		+ 9.20	Moreton, Bahía de Australia	Jones <i>et al.</i> (2001),

*Joint Water Pollution Control Plant

Razones isotópicas del plancton y de los efluentes de los arroyos

En la Tabla VI, se muestran los resultados de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ obtenidos para el MOP de los arroyos y el MOP del plancton en el área de estudio. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para el MOP de los arroyos estuvieron en el intervalo de -22.1 a -35.1 ‰ y en el intervalo de 0.12 a +9.10 ‰ para el $\delta^{15}\text{N}$. El fitoplancton presentó un valor promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de -21.2 ± 0.5 ‰ y un valor promedio de 7.90 ± 2.0 ‰ para el $\delta^{15}\text{N}$, mientras tanto, el zooplancton mostró valores promedio de -21.1 ± 0.3 y de 12.5 ± 0.6 ‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y el $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente.

Tabla VI.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del MOP de arroyos y plancton de la zonas de estudio. AR1 = Arroyo Rosarito, AR2 =Arroyo El Morro, Arroyo 3 = Dren del poblado Primo Tapia, AR4 =Arroyo el Descanso y AR5 = Arroyo Ensenada.

Material Orgánico Particulado	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Arroyos		
AR-I	$-28.8 \pm 0.04^*$	$8.80 \pm 0.9^*$
AR-II	-26.3	4.90
AR-III	-35.1	9.10
AR-IV	-33.0	0.12
AR-V	-22.1	2.20
Plancton		
Zooplancton	$-21.1 \pm 0.3^*$	$12.5 \pm 0.6^*$
Fitoplancton	$-21.2 \pm 0.6^*$	$7.90 \pm 2.0^*$

* n= 2 mediciones.

En la Figura 16, se observa la representación grafica del $\delta^{13}\text{C}$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes fuentes del MOP caracterizadas para la zona de estudio. Las señales isotópicas de las plantas de tratamiento de la zona norte (PTPL y PTPB), se encuentran separadas tanto de la señal isotópica del plancton, como de las de los arroyos. En cambio, podemos observar que las plantas de tratamiento del sur (El Naranjo, El Sauzal y el Gallo) son en promedio (-21.8 ± 2.9 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $+8,2 \pm 2.3$ ‰ para $\delta^{15}\text{N}$) isotópicamente más cercanas a los valores obtenidos para el fitoplancton del área de estudio (-21.2 ± 0.6 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y 7.90 ± 2.0 ‰ para $\delta^{15}\text{N}$) y el zooplancton (-21.1 ± 0.3 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $+12.5 \pm 0.6$ ‰ para $\delta^{15}\text{N}$).

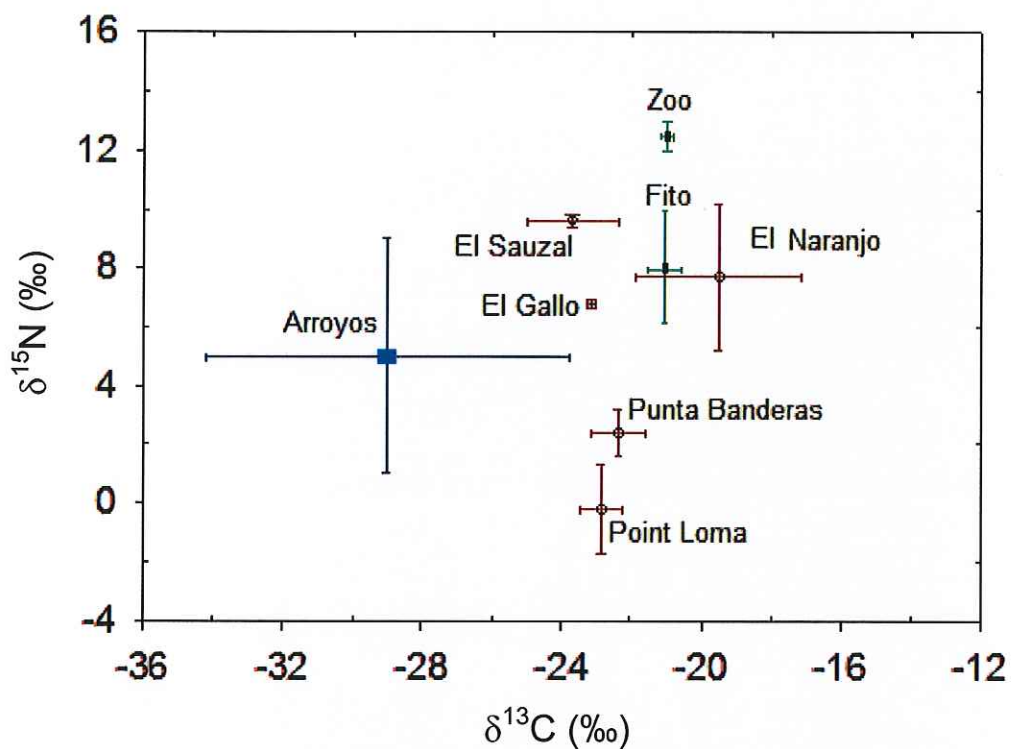


Figura 16.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes fuentes del MOP, caracterizadas en la zona de estudio para ambos periodos.

$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en sedimento, ofiuridos y poliquetos

Muestreo 1998

Para el muestreo de 1998, se obtuvieron los resultados de $\delta^{13}\text{C}$ del MOP en los sedimentos superficiales de 16 estaciones. Sus razones isotópicas variaron en el intervalo de -16.7 y $+24.3$ ‰ (promedio -22.2 ± 2.2 ‰). Sin embargo, únicamente se pudieron obtener los resultados de $\delta^{15}\text{N}$ en dos estaciones (B19 y B31) con un valor de $+7.00$ ‰ en cada una de ellas (Tabla VII). Lo anterior debido a la baja concentración de NT en los sedimentos lo que hizo difícil su medición en el instrumento de medición (IRMS) ya que para poder determinar el valor $\delta^{15}\text{N}$, se requería una mayor cantidad de muestra lo que ocasionaba la saturación del sistema del IRMS.

El $\delta^{13}\text{C}$ de los organismos analizados de la especie *S. duplex* ($n=8$) estuvieron en el intervalo de -16.2 y -21.4 ‰ (promedio -19.5 ± 1.1 ‰), mientras que los resultados del $\delta^{15}\text{N}$ ($n=6$) se encontraron en el intervalo de $+9.70$ a $+10.40$ ‰ (promedio de $+10.0 \pm 0.2$ ‰). Finalmente, en los organismos analizados de la especie *A. urtica* ($n=22$) se obtuvo el mayor número de datos de ambas razones isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) con un $\delta^{13}\text{C}$ entre -16.2 y -24.3 ‰ (promedio -18.8 ± 2.4 ‰) y un $\delta^{15}\text{N}$ entre $+10.6$ y $+13.7$ ‰ (promedio $+12.6 \pm 0.7$ ‰) (Tabla VII).

En la tabla VIII, se observan algunos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del MOP en sedimentos superficiales del SCCa y de otras partes del mundo. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos para sedimentos superficiales en este estudio se encuentran en el rango de valores promedio de la Cuenca Tanner en California, reportados por

Peter *et al.* (1978) y Eganhouse y Kaplan (1988) de -21.3 ± 0.1 y -21.4 ± 0.2 ‰, respectivamente. Mientras que estuvieron ligeramente enriquecidos en ^{13}C con respecto a los valores reportados por Sweeney *et al.* (1980) en sedimentos de la plataforma de San Pedro, California (-24.7 ‰). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de los sedimentos superficiales del estudio ($+7.00$ ‰) estuvieron dentro del intervalo de valores reportados para los sedimentos de la Cuenca Tanner (Peter *et al.*, 1978) y la plataforma de San Pedro en California (Sweeney *et al.*, 1980) de 7.62 ± 1.21 y $+2.50$ a $+8.27$ ‰, respectivamente.

En la figura 17, se observa el comportamiento del $\delta^{13}\text{C}$ de los organismos y los sedimentos superficiales de la zona norte en función de la distancia de la descarga de la PTPL y de la PTPB. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de *S. duplex* tuvieron una relación lineal más evidente con respecto a la distancia de la fuente de la MOPDAR ($r^2 = 0.9$ para la PTPL y $r^2 = 0.8$ para la PTPB, figuras 17a y 17b respectivamente) que las observadas por *A. urtica* ($r^2 = 0.5$ para la PTPL y $r^2 = 0.2$ para PTPB, figuras 17c y 17d respectivamente). En cambio, el $\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos superficiales no mostró una relación lineal con ninguna de las fuentes de la MOPDAR ($r^2 = 0.02$ para PTPL y $r^2 = 0.2$ para la PTPB, figuras 17a-d).

Tabla VII.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos bentónicos y del sedimento de zona de estudio del muestreo de 1998 (figura 2). Las unidades de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ están en partes por mil (‰).

Estación	$\delta^{13}\text{C}$ <i>S.duplex</i>	$\delta^{15}\text{N}$ <i>S.duplex</i>	$\delta^{13}\text{C}$ <i>A.urtica</i>	$\delta^{15}\text{N}$ <i>A.urtica</i>	$\delta^{13}\text{C}$ sedimento	$\delta^{15}\text{N}$ sedimento
B5					-21.5	
B6	-20.3				-21.2	
B8	-20.5					
B11	-20.1					
B12			-21.6	12.8	-21.5	
B15			-17.5	10.6		
B19			-17.6	13.5	-21.9	7.00
B21					-15.1	
B23					-21.9	
B24			-16.7	11.9	-22.4	
B27			-20.2	13.6		
B30			-16.6	12.1	-22.7	
B31			-17.3	13.7	-21.8	7.00
B38	-18.4	9.80				
B39			-16.3	13.0		
B40			-17.8	12.1		
B41			-24.3	12.0		
B42			-17.3	12.4		
B45	-21.4					
B48			-21.8	12.6		
B51			-22.6	12.9		
B53			-18.6	12.7		
B55			-17.3	11.9		
B56	-18.0	9.80	-16.2	12.6		
B58			-22.5	13.1		
B60			-17.1	13.0		
B61	-19.0	10.2	-19.7	12.9		
B62			-18.4	13.0		
B74	-18.6	9.70				
B75		10.4				
B76			-16.7	12.2		
B78		10.0			-21.6	
B79		10.0			-21.8	
B81	-19.1	10.0				
B85			-17.3	12.9		
B86					-20.9	
B92					-16.7	
f11					-21.9	
f14					-24.3	
f16					-22.0	

Tabla VIII.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del MOP en sedimentos superficiales del SCCa y de otras partes del mundo.

MOP	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Sitio	Autores
Sedimentos	-21.2 a -25.0		Bahía Hunts, Jamaica	Andrews et al. (1998)
Sedimentos	-21.3 ± 0.1	8.22 ± 0.09	Cuenca Tanner, California	Eganhouse y Kaplan (1988)
Sedimentos	-21.4 ± 0.2	7.62 ± 1.2	Cuenca Tanner, California	Peter et al. (1978)
Sedimentos	-24.7	+2.50 a +8.27	Plataforma de San Pedro, California	Sweeney et al. (1980)

ESTIMACION DE LAS CONTRIBUCIONES

Poliquetos

El cálculo de la proporción de las contribuciones de la MOPDAR hacia la nutrición de organismos bénticos en el muestreo de 1998, se obtuvo mediante la utilización de un modelo simple de dos fuentes, el cual considera un factor de enriquecimiento de 1.1‰ en el $\delta^{13}\text{C}$ del organismos, por cada una de las fuentes de las que dicho organismo consume MO (DeNiro y Epstein, 1978; Waldron *et al.* 2001). Suponiendo que el plancton y la MOPDAR son las dos fuentes principales

que contribuyen con la MO a la dieta del bentos, la proporción de contribución de cada fuente debida al consumo de la MO por los organismos se calculó mediante la ecuación:

$$\delta^{13}\text{C}_{(\text{organismo})} = (\delta^{13}\text{C}_{(\text{MOPDAR})} + 1.1\text{‰}) x + (\delta^{13}\text{C}_{(\text{plancton})} + 1.1\text{‰}) y$$

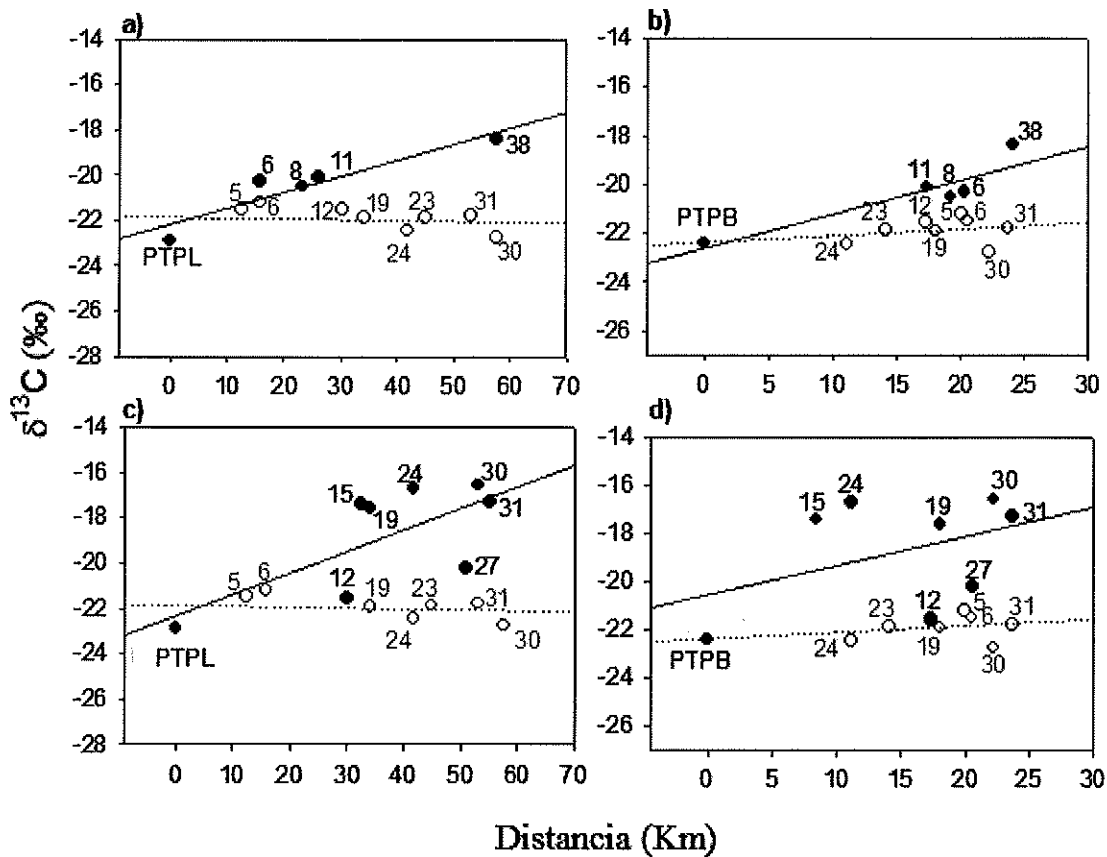
donde y es la proporción de contribución debida al plancton y x es la proporción de contribución debida a la MOPDAR. De esta manera, la suma de ambas contribuciones es igual a 1 (100%), es decir, $1 = x + y$, por tanto, $y = 1 - x$. Sustituyendo esta última expresión en la ecuación previamente mencionada, tenemos que:

$$\delta^{13}\text{C}_{(\text{organismo})} - 1.1\text{‰} = \delta^{13}\text{C}_{(\text{MOPDAR})} x + \delta^{13}\text{C}_{(\text{plancton})} (1-x)$$

Para calcular el porcentaje de contribución de cada fuente se utilizó un $\delta^{13}\text{C}_{(\text{plancton})}$ de -21.1‰ , el cual corresponde al valor promedio obtenido entre los valores del zooplancton y del fitoplancton en este estudio. Sin embargo, para el $\delta^{13}\text{C}_{(\text{MOPDAR})}$ fue necesario establecer dos suposiciones: La primera suposición considera a la PTPL como la única fuente de la MO hacia el área de estudio mientras que la segunda, considera a la PTPB como la fuente única de la MOPDAR. Así, los valores utilizados de $\delta^{13}\text{C}$ para las plantas de tratamiento

fueron de: -22.9 ‰ para la PTPL y -22.4 ‰ para la PTPB, los cuales corresponden a los valores promedio obtenidos en el presente trabajo.

En la tabla IX, se muestran los resultados obtenidos de los porcentajes de contribución de cada una de las fuentes hacia la dieta del poliqueto *S. duplex*. En general observamos que las contribuciones del plancton son mayores que las de la MOPDAR. Considerando a la PTPL como la fuente de la MOPDAR, las contribuciones se encontraron en el intervalo de entre 5 y 26 % (con un promedio 16 ± 11 %) y las del plancton en el intervalo de entre 74 y 95 % (con un promedio 84 ± 11 %). Mientras que si se considera a la PTPB como fuente de la MOPDAR, las contribuciones se encuentran en el intervalo de entre 7 y 36 % (con un promedio 21 ± 15 %) y en el plancton entre el 64 y el 93 % (con un promedio 79 ± 15 %). La excepción fue la estación B44, en donde la contribución de la MOPDAR (74 y 93 % para la PTPL y la PTPB, respectivamente) fue mayor que la del plancton (26 y 7 % para la PTPL y la PTPB, respectivamente).



Círculos negros = organismos, círculos blancos = sedimentos. poliquetos = $r^2=0.9$ (a) y $r^2=0.8$ (b). Ofiuridos = $r^2=0.5$ (c) y $r^2=0.2$ (d). Sedimentos = $r^2=0.02$ (a y c), y $r^2=0.2$ (b y d). Intervalo de confianza al 95% ($\alpha = 0.05$). Líneas continuas = regresiones lineales de los organismos, líneas discontinuas = regresiones de los sedimentos.

Figure 17.- $\delta^{13}\text{C}$ de *Sphiophanes duplex* (a y b), *Amphiodia urtica* (c y d), y de los sedimentos superficiales (a - d) como una función de la distancia al difusor de la descarga de la PTPB y de la descarga de la PTPB.

Tabla IX.- Contribución del MOP de las plantas de tratamiento y del plancton hacia la dieta de los poliquetos en las estaciones de la zona norte del área de estudio. Muestreo 1998.

Estación	Contribución Plancton (%)	Contribución Planta de tratamiento (%)
Point Loma		
B6	84	16
B8	74	26
B11	95	5
B38	NA	NA
B45	26	74
Punta Banderas		
B6	79	21
B8	64	36
B11	93	7
B38	NA	NA
B45	7	93

SEDIMENTOS SUPERFICIALES

Para el cálculo de las contribuciones de la MO hacia los sedimentos superficiales del área de estudio, se aplicó el mismo modelo simple de dos fuentes. Sin embargo, no hay factor de enriquecimiento de 1.1 ‰, debido a que no existen cambios de nivel trófico. De esta manera, las contribuciones de la MO de las fuentes hacia los sedimentos se calcularon con la siguiente ecuación:

$$\delta^{13}\text{C}_{(\text{sedimento})} = \delta^{13}\text{C}_{(\text{MOPDAR})} X + \delta^{13}\text{C}_{(\text{plancton})} (1-X)$$

Para el cálculo de las contribuciones de la MOPDAR y del plancton hacia los sedimentos se consideraron dos suposiciones: la primera considera a la PTPL como la única fuente de la MOPDAR y la segunda considera a la PTPB como la fuente única. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ utilizados para la PTPL y la PTPB fueron de -22.9 ‰ y -22.4 ‰, los cuales corresponden al valor promedio obtenido en el presente trabajo. Por su parte, para los sedimentos superficiales de la zona sur se consideró el valor promedio de la MOPDAR de la PTG, PTN y PTS de -22.9 ‰. Para todos los casos, el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del plancton considerado fue de -21.1 ‰, el cual es el valor promedio obtenido para el zooplancton y fitoplancton en este estudio.

En la Tabla X, se muestran los porcentajes de contribución de cada una de las fuentes hacia los sedimentos en la zona norte del área de estudio. De manera general, observamos que las contribuciones del plancton fueron mayores que las de la MOPDAR. Las contribuciones de la MOPDAR de la PTPL estuvieron entre el 11 y el 47 % (con un promedio 33 ± 15 %), mientras que las contribuciones de plancton estuvieron entre el 53 y 89 % (con un promedio 67 ± 15 %), con excepción de las estaciones B24 y B30, en donde la contribución de la MOPDAR fue de 74 y 89 %, respectivamente, y la del plancton fue de 26 y 11 %, respectivamente. Sin embargo si consideramos a la PTPB como fuente de la MOPDAR, las contribuciones de la MOPDAR estuvieron entre el 14 y 64 % (con

un promedio de 45 ± 20 %) y del plancton entre el 36 y 86% (con un promedio de 55 ± 20 %), con excepción de la estación B24 en donde la contribución de la MOPDAR fue del 100 %.

En la Tabla XI, se muestran los porcentajes de contribución del MOP de cada una de las fuentes hacia los sedimentos superficiales de la zona sur. Las contribuciones de la MOPDAR estuvieron en el intervalo de 32 y 53 % (con un promedio de 44 ± 9 %) y las del plancton entre el 47 y el 68 % (con un promedio de 57 ± 9 %), con excepción de las estaciones B86, B92 y F14, en las que el modelo no pudo explicar el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del MOP encontrado en el sedimento superficial.

Tabla X.- Contribución de la MOPDAR y del plancton hacia los sedimentos superficiales de la zona norte del área de estudio. Muestreo 1998.

Estación	Contribución Plancton (%)	Contribución MOPDAR (%)
Point Loma		
B5	74	26
B6	89	11
B12	74	26
B19	53	47
B21	NA	NA
B23	53	47
B24	26	74
B30	11	89
B31	58	42
Punta Banderas		
B5	64	36
B6	86	14
B12	64	36
B19	36	64
B21	NA	NA
B23	36	64
B24	0	100
B30	NA	NA
B31	43	57

Tabla XI.- Contribución de la MOPDAR y del plancton hacia los sedimentos superficiales de la zona sur del área de estudio. Muestreo 1998.

Estación	Contribución Plancton (%)	Contribución MOPDAR (%)
B78	68	32
B79	58	42
B86	NA	NA
B92	NA	NA
F11	53	47
F14	NA	NA
F16	47	53

MUESTREO 2003

$\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en sedimento y poliquetos

Para el 2003, dentro de las 25 estaciones que se consideraron para el estudio taxonómico del bentos, se identificaron tres especies de poliquetos: *Sphiophanes duplex*, encontrada en 6 estaciones; *Prionospio pinnanta* en 8 estaciones y *Sphiophanes bombix* en 18 estaciones. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en *S. duplex* variaron entre -19.5 y -21.7 ‰ (con un promedio de -20.3 ± 0.8 ‰), entre -19.1 y -21.3 ‰ (con un promedio de -20.3 ± 0.7 ‰) para *P. pinnanta* y, entre -19.0 y -21.3 ‰ (con un promedio de -20.3 ± 0.6 ‰) para *S. b6mbix*. Por su parte, los resultados de $\delta^{15}\text{N}$ se encontraron en el intervalo de +10.4 y +11.6 ‰ (con un promedio de $+11.1 \pm 0.5$ ‰) para *S. duplex*, +9.32 y +10.6 ‰ (con un promedio

de 10.9 ± 0.3 ‰) para *S. bombix*, y entre $+9.97$ a $+11.6$ ‰ para *P. pinnanta* (con un promedio 10.0 ± 0.4 ‰) (Tabla XII).

Los resultados de $\delta^{13}\text{C}$ del MOP en los sedimentos superficiales estuvieron en el intervalo de -22.4 a -29.2 ‰ (con un promedio de -24.7 ± 1.3 ‰), mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ se encontraron en el intervalo de -2.54 y $+7.87$ ‰ (con un promedio de $+4.40 \pm 1.9$ ‰) (Tabla XIII)

Tabla XII.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos bentónicos en el área de estudio, para el muestreo de 2003. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ son presentados en partes por mil (‰).

Estación	$\delta^{13}\text{C}$ <i>S. bombix</i>	$\delta^{15}\text{N}$ <i>S. bombix</i>	$\delta^{13}\text{C}$ <i>S. duplex</i>	$\delta^{15}\text{N}$ <i>S. duplex</i>	$\delta^{13}\text{C}$ <i>P. pinnanta</i>	$\delta^{15}\text{N}$ <i>P. pinnanta</i>
E03	-20.6	11.1				
E04	-20.1	10.9				
E07	-20.7	10.9				
E08	-21.3	10.9				
E10	-20.6	10.6				
E12	-20.7	11.3				
E17			-21.7	11.3		
E20	-20.8	11.0			-21.3	9.70
E21	-19.7	9.97	-19.7	11.4		
E22	-19.9	10.5	-19.5	11.6		
E23			-20.8	11.0	-20.9	9.36
E24	-21.0	11.6				
E25						
E26						
E28	-20.8	11.3				
E36						
E38					-20.5	10.5
E39						
E40						
E81	-20.9	10.8				
E84	-20.5	10.8				
E86	-20.0	10.9				
E89					-20.5	9.99
E93					-20.5	9.96
E96	-19.7	10.8	-20.2	10.4	-20.1	10.6
E97	-20.0	10.9	-20.2	10.7		
E99r	-19.0	10.9			-19.1	9.8
E100	-19.3	10.9			-19.6	10.2

Tabla XIII.- $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en los sedimentos de la zona de estudio para el muestreo de 2003.

Estación	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Estación	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
E05	-26.0		E58	-25.9	4.59
E06	-26.4		E59	-24.1	5.67
E16	-24.6	2.70	E60	-23.7	6.33
E17	-24.4	2.45	E61	-25.0	4.99
E18	-24.7	3.98	E62	-29.2	5.28
E20	-25.2	-2.54	E63	-25.0	5.17
E23	-24.9	3.88	E65	-24.7	5.28
E25	-25.6	0.51	E67	-24.7	5.25
E26	-25.3	1.34	E69	-24.4	5.24
E32	-24.6	-0.50	E70	-22.7	7.18
E33	-28.8	3.68	E73	-23.5	4.69
E34	-24.6	3.99	E74	-24.5	4.34
E36	-24.5	2.99	E75	-25.1	6.15
E38	-23.2	6.08	E78	-24.7	5.48
E39	-23.8	3.04	E87	-23.6	4.21
E40	-24.9	3.25	E89	-23.6	5.31
E41	-24.7	3.06	E93	-23.6	5.22
E42	-25.7	5.30	E94	-24.4	4.18
E45	-23.8	6.45	E98	-25.2	3.66
E46	-23.6	6.64	E101	-24.8	3.91
E47	-23.3	7.06	E102	-26.2	3.83
E48	-23.4	6.32	F10	-22.9	7.87
E49	-24.3		F11	-22.7	5.28
E50	-24.1	5.30	F14	-24.9	4.86
E51	-23.9	4.33	F15	-26.1	3.70
E52	-25.3	3.84	F17	-25.9	2.72
E55	-25.2	5.49	F21	-26.9	2.70
E57	-25.1	4.85	F24	-22.4	6.22

Estimación de las contribuciones

Para el 2003, el cálculo de la proporción de las contribuciones de la MO hacia la nutrición de organismos bentónicos y al material sedimentario se realizó mediante la utilización de un modelo simple de tres fuentes. Las fuentes consideradas fueron: los aportes de MO en las descargas de arroyos, la MO en las descargas de las plantas de tratamiento y los aportes provenientes del plancton.

Comparación entre las contribuciones

Se realizaron pruebas estadísticas para determinar si existen diferencias entre las contribuciones de cada una de las fuentes de MO hacia los sedimentos superficiales en las zonas. Así también, se llevaron a cabo pruebas estadística para determinar diferencias entre la contribución de la MOPDAR hacia el sedimento superficial entre las zonas. Se realizó una prueba estadística T de Hotteling por medio de una rutina desarrollada en el programa Matlab R13 v6.5, para el contraste de dos muestras independientes con un nivel de confianza del 95% ($\alpha=0.05$).

Poliquetos

Para la estimación de la contribución de cada una de las tres fuentes consideradas, se utilizó el modelo lineal simple propuesto por Schwarcz (1991), dado por la siguiente ecuación de balance de masas:

$$\delta^{13}\text{Corganismo} = f_A \delta^{13}\text{CA} + f_B \delta^{13}\text{CB} + f_C \delta^{13}\text{CC}$$

$$\delta^{15}\text{Norganismo} = f_A \delta^{15}\text{NA} + f_B \delta^{15}\text{NB} + f_C \delta^{15}\text{NC}$$

$$1 = f_A + f_B + f_C$$

donde A, B y C corresponde a cada una de las tres fuentes de alimento y f representa la contribución fraccional de cada fuente hacia la dieta de los organismos. Las razones isotópicas de las fuentes fueron ajustadas para reflejar los factores de fraccionación trófica en el animal. El modelo de mezcla lineal utilizado es un sistema de tres ecuaciones con tres incógnitas (f_A , f_B , f_C) cuyas soluciones fueron propuestas por Phillips (2001) a través de las siguientes expresiones:

$$f_{\text{MOPDAR}} = (\delta^{13}\text{Carroyo} - \delta^{13}\text{Cplancton}) (\delta^{15}\text{Norganismo} - \delta^{15}\text{Nplancton}) - (\delta^{15}\text{Narroyo} - \delta^{15}\text{Nplancton}) (\delta^{13}\text{Corganismo} - \delta^{13}\text{Cplancton}) / (\delta^{13}\text{Carroyo} - \delta^{13}\text{Cplancton}) (\delta^{15}\text{NMOPDAR} - \delta^{15}\text{Nplancton}) - (\delta^{15}\text{Narroyo} - \delta^{15}\text{Nplancton}) (\delta^{13}\text{CMOPDAR} - \delta^{13}\text{Cplancton})$$

$$f_{\text{plancton}} = (\delta^{15}\text{Norganismo} - \delta^{15}\text{Narroyo}) - (\delta^{15}\text{NMOPDAR} - \delta^{15}\text{Narroyo}) f_{\text{MOPDAR}} / (\delta^{15}\text{Nplancton} - \delta^{15}\text{Narroyo})$$

$$f_{\text{arroyos}} = 1 - f_{\text{MOPDAR}} - f_{\text{plancton}}$$

De esta manera, el modelo utilizado supone implícitamente que la partición de las fuentes de comida es la misma para el carbono y para el nitrógeno.

También, supone que el MOP proveniente del plancton, de los arroyos y de los efluentes de las plantas de tratamiento, son las tres fuentes que contribuyen con la MO hacia la dieta de los poliquetos. De esta manera, para la aplicación del modelo en el presente trabajo, se ajustaron las razones isotópicas de las fuentes por los factores de fraccionación trófica considerados para estos organismos, y que fueron propuestos por DeNiro y Epstein (1978) y Waldron *et al.* (2001), los cuales son de 1.1 ‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y de 3.0 ‰ para $\delta^{15}\text{N}$.

Poliquetos de la zona norte

Suposición 1

El valor considerado de $\delta^{13}\text{C}_{\text{MOPDAR}}$ y de $\delta^{15}\text{N}_{\text{MOPDAR}}$ fue -22.7 y de 1.1 ‰, respectivamente, los cuales son los valores promedio de los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y de $\delta^{15}\text{N}$ de la PTPL y PTPB. Para los arroyos, se tomaron los valores promedio del AR1, AR2, AR3 y AR4, con un valor de $\delta^{13}\text{C}_{\text{arroyo}}$ de -30.8 ‰ y de +5.79 ‰ para el $\delta^{15}\text{N}_{\text{arroyo}}$. Para el plancton se consideraron los valores promedio obtenidos para el zooplancton en el presente estudio, el cual fue de -21.0 ‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y de +12.5 para el $\delta^{15}\text{N}$. En este caso, el valor del fitoplancton no fue considerado debido a la mayor variabilidad obtenida entre sus valores, principalmente en los de $\delta^{15}\text{N}$ (7.90 ± 1.9 ‰). Posiblemente, esta variación fue producto de la cantidad de muestra obtenida en cada una de ellas, ya que debido a la proporción que guarda el C y N, se requiere una mayor cantidad de muestra para el análisis de $\delta^{15}\text{N}$.

De esta manera, bajo la suposición previamente mencionada, podemos observar que la fuente que más contribuyó a la dieta del poliqueto *S. bombix* en las estaciones de la zona norte, fue el plancton con una contribución promedio del $60 \pm 3 \%$, seguida de la contribución de la MOPDAR con una contribución promedio de $40 \pm 7 \%$ y, finalmente, el que tuvo la menor contribución fue el MOP de los arroyos con un valor promedio de $2 \pm 2 \%$. Por otro lado, las contribuciones en *S. duplex* fueron similares a las encontradas para *S. bombix*. El plancton contribuyó en promedio con el $64 \pm 6 \%$, la MOPDAR con el $33 \pm 8 \%$ y el MOP de los arroyos con el $4 \pm 6 \%$ en promedio. Sin embargo para *P. pinnanta*, las contribuciones del plancton (en promedio $49 \pm 5 \%$) y las de la MOPDAR ($50 \pm 7 \%$) fueron muy similares y la del MOP de los arroyos fue parecida a las de las otras dos especies de poliquetos encontradas (en promedio $2 \pm 3 \%$) (Figura 18a).

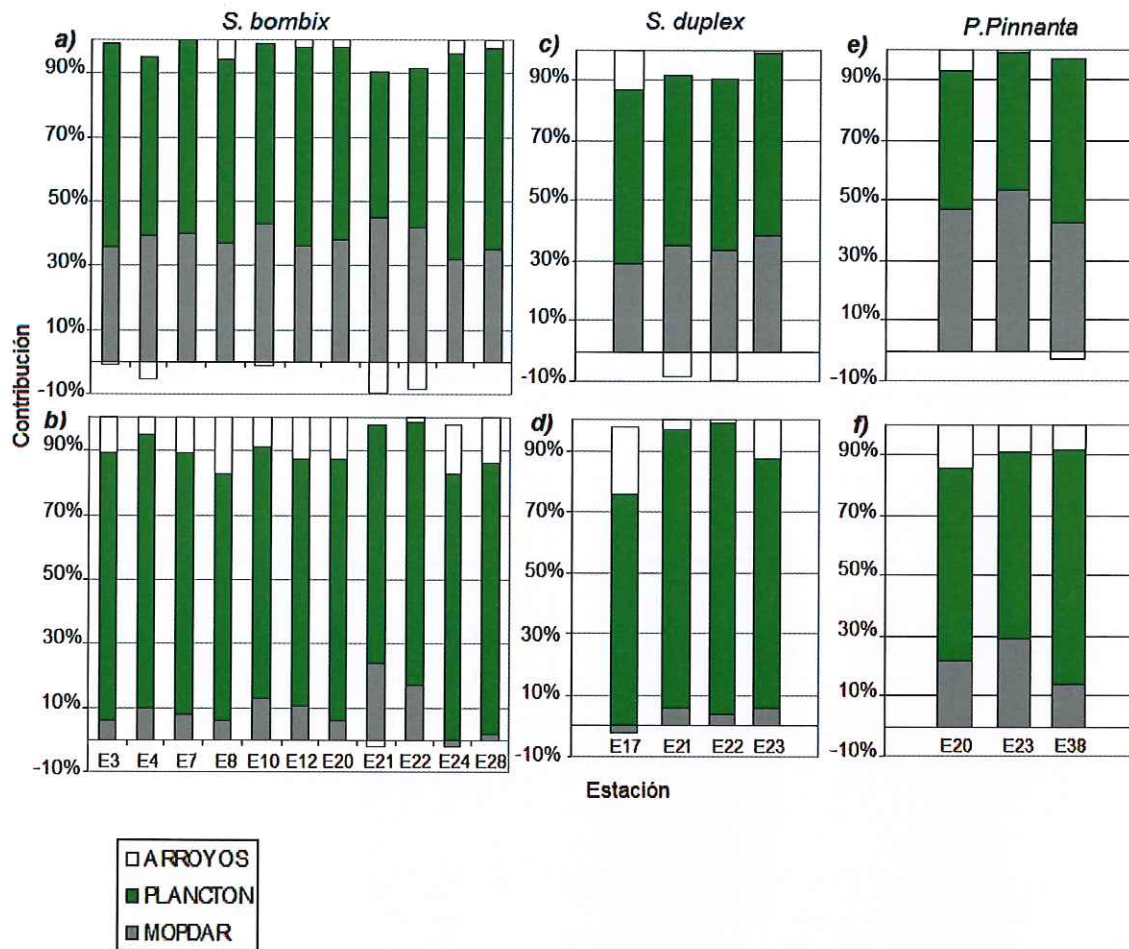
Suposición 2

Para el cálculo de las proporciones de contribución bajo esta suposición, se consideraron los mismos valores isotópicos para la MOPDAR y los arroyos, utilizados en la suposición 1. Sin embargo, para el plancton se utilizaron los valores isotópicos de carbono y nitrógeno de -20.3‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y $+8.9 \text{‰}$ para $\delta^{15}\text{N}$, reportados por Rau *et al.* (1982) para un área cercana a la zona de estudio.

De esta manera, bajo las consideraciones de esta suposición, la fuente de MOP con mayor contribución hacia la dieta, de *S. bombix* fue el plancton con

un valor promedio de $81 \pm 3 \%$, mientras que la MOPDAR y los arroyos contribuyeron en un porcentaje similar ($9 \pm 7 \%$ y $10 \pm 6 \%$, respectivamente), con valores mucho menores respecto a la contribución del plancton. Para *S. duplex* las contribuciones promedio fueron similares a las obtenidas para *S. bombix*, $87 \pm 8 \%$ para el plancton, $4 \pm 3 \%$ para la MOPDAR y $10 \pm 10 \%$ para los arroyos. En *P. pinnanta*, las contribuciones promedio de los arroyos permanecieron en la misma proporción ($10 \pm 3 \%$) mientras que la contribución del plancton se redujo ($68 \pm 9 \%$) y de la MOPDAR se incrementan al doble ($22 \pm 8 \%$) (Figura 18b).

En el anexo C, se muestran los valores de las proporciones en que contribuye cada una de las fuentes a la dieta de los poliquetos de la zona norte.



* a, c y e consideraron los valores -21‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y de $+12.5$ para el $\delta^{15}\text{N}$ del zooplancton obtenidos en este estudio

* b, d y f consideraron plancton -20.3‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y $+8.9\text{‰}$ para $\delta^{15}\text{N}$ tomados de Rau *et al.*, 1982

Figura 18.- Porcentaje de contribución del MOP de los arroyos, del plancton y de los efluentes de aguas residuales (MOPDAR) a la nutrición de los poliquetos de las estaciones de la zona norte durante el 2003.

Poliquetos de la zona sur

Suposición 1:

Para la determinación de las contribuciones de la MO hacia la dieta de los organismos, se utilizaron los valores promedio de las tres plantas de tratamiento consideradas en la zona sur (PTN, PTG y PTS) de $-22.9 \pm 1.4 \text{ ‰}$ para el $\delta^{13}\text{C}_{\text{MOPDAR}}$ y de $+8.90 \pm 1.8 \text{ ‰}$ para el $\delta^{15}\text{N}_{\text{MOPDAR}}$. Para el MOP de los arroyos, se tomaron los valores isotópicos del arroyo Ensenada (ARV), ubicado en esta zona de -22.7 ‰ para el $\delta^{13}\text{C}_{\text{arroyo}}$ y de $+2.17 \text{ ‰}$ para el $\delta^{15}\text{N}_{\text{arroyo}}$. Finalmente, para el plancton se consideró el valor promedio de los resultados obtenidos en el análisis del zooplancton de éste estudio, los cuales fueron de $-21.0 \pm 0.3 \text{ ‰}$ y $+12.5 \pm 0.6 \text{ ‰}$ para el $\delta^{13}\text{C}$ y el $\delta^{15}\text{N}$ respectivamente.

Así, bajo las consideraciones de ésta suposición, solo fue posible obtener la contribución de las fuentes en 4 de las 14 estaciones analizadas. Para *S. bombix*, las fuentes que más contribuyeron a su dieta fueron el plancton (en promedio de $46 \pm 15 \text{ ‰}$) y el MOP de los arroyos (en promedio $41 \pm 7 \text{ ‰}$), siendo la MOPDAR la que presentó la menor contribución (en promedio $15 \pm 21 \text{ ‰}$). Para *P. pinnanta*, las fuentes que más contribuyeron fueron el plancton (en promedio $50 \pm 1 \text{ ‰}$) y el MOP de los arroyos (en promedio $55 \pm 0 \text{ ‰}$), mientras que la MOPDAR no tuvo porcentaje de contribución (en promedio $0 \pm 0 \text{ ‰}$) (Tabla XIV).

Suposición 2

Para ésta suposición, los valores isotópicos considerados para la MOPDAR y los arroyos fueron los mismos utilizados en la primera suposición. Sin embargo, para el plancton se tomaron en consideración los valores isotópicos de carbono y nitrógeno de -20.3‰ y $+8.90\text{‰}$ para el $\delta^{13}\text{C}$ y el $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente, previamente reportados por Rau *et al.* (1982). razones expuestas anteriormente.

Las contribuciones de cada una de las fuentes en las tres especies de poliquetos fueron similares. En general, la fuente que contribuyó con el mayor porcentaje a la dieta de estos organismos fue la del plancton, mientras que la MOPDAR y el MOP de los arroyos estuvieron en proporciones similares. La contribución promedio del plancton fue de $66 \pm 22\%$ para *S. bómbox*, $60 \pm 4\%$, para *P. pinnanta*, y de $58 \pm 17\%$, para *S. duplex*. Mientras que las contribuciones promedio de la MOPDAR y de los arroyos para *S. bómbox* fueron del $20 \pm 19\%$ y de $16 \pm 1\%$, respectivamente, para *P. pinnanta* fue de $18 \pm 13\%$ y de $26 \pm 4\%$ y para *S. duplex* de $21 \pm 0\%$ y $20 \pm 3\%$, respectivamente (Tabla XIV).

Tabla XIV.- Estimación de las contribuciones del plancton, de la MODAR y de la MOP de los arroyos a la dieta de los poliquetos, en las estaciones de la zona sur de muestreo del 2003. Los porcentajes en color negro se tomaron los valores -21‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y de $+12.5$ para el $\delta^{15}\text{N}$ del zooplancton obtenidos en este estudio (suposición 1). Los porcentajes en color azul consideraron plancton -20.3‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y $+8.9\text{‰}$ para $\delta^{15}\text{N}$ tomados de Rau et al, 1982 (suposición 2). N.A.=Sin dato.

Estación	Contribución MOPDAR (%)	Contribución Plancton (%)	Contribución Arroyos (%)
<i>S. b6mbix</i>			
E81	29(51)	35(32)	36(17)
E84	-2(33)	56(51)	46(16)
E86	NA(16)	NA(68)	NA(15)
E96	NA(6)	NA(78)	NA(16)
E97	NA(16)	NA(69)	NA(15)
E99	NA	NA	NA
E100	NA(-9)	NA(95)	NA(14)
<i>P. pinnanta</i>			
E89	-6(26)	51(46)	55(28)
E93	-4(27)	49(44)	55(29)
E96	NA(19)	NA(61)	NA(20)
E99	NA	NA	NA
E100	NA(-6)	NA(80)	NA(25)
<i>S. duplex</i>			
E96	NA(21)	NA(57)	NA(22)
E97	NA (21)	NA(62)	NA(18)

Sedimentos superficiales

Para el cálculo de los porcentajes de contribución hacia los sedimentos, se aplicó el modelo previamente descrito, sin embargo, las razones isotópicas de las fuentes no fueron ajustadas por los factores de fraccionación trófica, previamente mencionados para los organismos. También, ambas suposiciones fueron realizadas para obtener las contribuciones de cada una de las fuentes consideradas.

Zona norte.

La contribución promedio de la MOPDAR al material sedimentario fue mayor que la contribución del MOP de los arroyos ($P \ll 0$ y $P = 0.005$ para la suposición 1 y 2 respectivamente, $\alpha = 0.05$ y $n = 14$) y que la del plancton ($P \ll 0$ y $P = 0.016$ para el suposición 1 y 2 respectivamente, $\alpha = 0.05$ y $n = 14$). Sin embargo la contribución del MOP de los arroyos fue similar a la contribución del plancton ($P = 0.171$ y $P = 0.595$ para la suposición 1 y 2 respectivamente, $\alpha = 0.05$ y $n = 14$) en ambas suposiciones. En la suposición 1, la contribución promedio de la MOPDAR fue de 57 ± 14 %, del plancton fue de 18 ± 15 % y del MOP de los arroyos fue de 25 ± 7 % (Figura 18). En la suposición 2, la contribución promedio de la MOPDAR fue de 46 ± 23 %, la del plancton de 25 ± 20 % y la del MOP de los arroyos fue de 28 ± 6 %. Además, se observó que las contribuciones de la MOPDAR en los sedimentos de las estaciones más cercanas a la zona centro (E38, E42, E45, E46 y E47), mostraron una aparente disminución en el porcentaje

de contribución, o inclusive, fueron menores que la contribución promedio del plancton. La contribución promedio en las estaciones previamente mencionadas, tomando en cuenta la suposición 1, fueron de 41 ± 4 % para la MOPDAR, 36 ± 10 % para el plancton de y 23 ± 11 % para el MOP de los arroyos. Por otro lado, considerando la suposición 2, las contribuciones promedio fueron de 19 ± 10 % para el MOPDAR, de 49 ± 13 % para el plancton y de 30 ± 9 % para el MOP de los arroyos (Tabla XV)

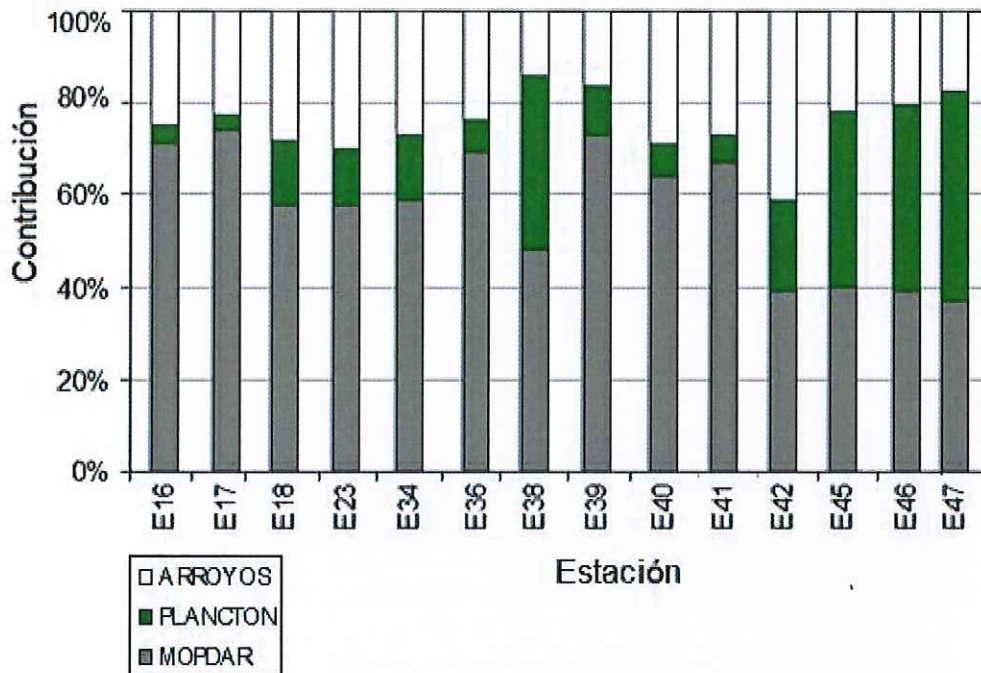


Figura 19.- Porcentaje de contribución del MOP de los arroyos (terrígeno), plancton y de los efluentes de las plantas de tratamiento (MODAR) hacia los sedimentos superficiales de la zona norte del área de estudio en el 2003. Contribuciones tomando en consideración la suposición 1.

Tabla XV.- Contribución del MOPDAR, del plancton y del MOP de los arroyos a los sedimentos superficiales de las estaciones en la zona norte del muestreo del 2003. Los porcentajes en color negro consideraron los valores -21.1‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y de $+12.5\text{‰}$ para el $\delta^{15}\text{N}$ del zooplancton obtenidos en este estudio. Los porcentajes en color azul consideraron plancton -20.3‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y $+8.9\text{‰}$ para $\delta^{15}\text{N}$ tomados de Rau *et al.*, 1982.

Estación	Contribución MOPDAR (%)	Contribución Plancton (%)	Contribución Arroyos (%)
E16	71 (69)	4 (6)	25 (25)
E17	75 (73)	3 (4)	23 (23)
E18	58 (50)	14 (19)	28 (31)
E20	NA	NA	NA
E23	58 (51)	12 (17)	30 (32)
E25	NA	NA	NA
E26	NA	NA	NA
E32	NA	NA	NA
E33	NA	NA	NA
E34	59 (51)	14 (20)	27 (30)
E36	69 (66)	7 (10)	24 (25)
E38	48 (27)	38 (51)	14 (21)
E39	73 (68)	10 (14)	16 (18)
E40	64 (60)	7 (10)	29 (30)
E41	67 (64)	6 (9)	27 (28)
E42	39 (28)	20 (27)	41 (45)
E45	40 (19)	38 (51)	22 (29)
E46	39 (18)	40 (55)	20 (28)
E47	37 (13)	45 (61)	17 (26)

Zona centro.

Considerando únicamente la suposición 1, al igual que en la zona norte, en la zona centro la contribución promedio de la MOPDAR al material sedimentario fue mayor que la contribución del MOP de los arroyos ($P = 0.007$, $\alpha = 0.05$ y $n = 16$) y que la del plancton ($P < 0$, $\alpha = 0.05$ y $n = 16$), así como la contribución del MOP de los arroyos fue similar a la contribución del plancton ($P = 0.175$, $\alpha = 0.05$ y $n = 16$). En cambio, en la suposición 2 las contribuciones de la MOPDAR con la del MOP de los arroyos ($P = 0.317$, $\alpha = 0.05$ y $n = 16$,) y con la del plancton ($P = 0.6825$, $\alpha = 0.05$ y $n = 16$) fueron iguales.

En la suposición 1, la contribución promedio de la MOPDAR a los sedimentos fue de $44 \pm 9 \%$, la del plancton fue de $24 \pm 11\%$ y la del MOP de los arroyos fue del $31 \pm 15 \%$ (Figura 19). Por otro lado, con la suposición 2 se obtuvo que la contribución promedio de la MOPDAR fue de $31 \pm 10 \%$, la del plancton de $33 \pm 15 \%$ y la del MOP de los arroyos fue de $35 \pm 14 \%$ (Tabla XVI).

Zona sur.

Para esta zona, las contribuciones del MOPDAR, del plancton y del MOP de los arroyos fueron valores negativos mayores al 10% , o valores positivos mayores al 110% para cada una de las fuentes previamente mencionadas. Lo anterior, sugiere que dentro de ésta zona existe alguna fuente de MOP no incluida, o que algunas de las consideraciones aplicadas en ambas suposiciones no aplican en el modelo para ésta zona.

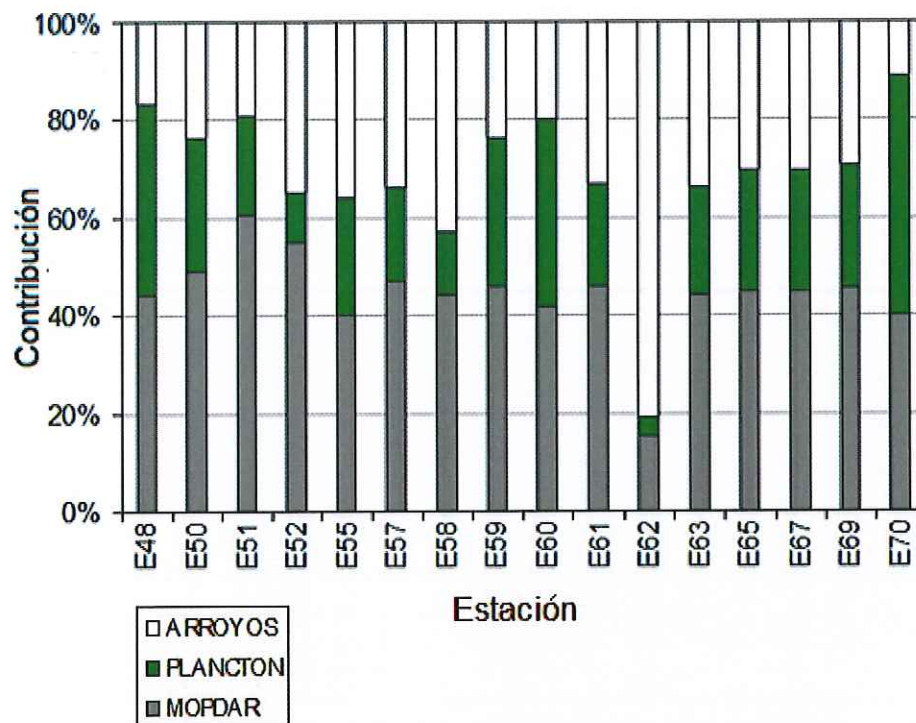


Figura 20.- Porcentaje de contribución del MOP de los arroyos (terrígeno), plancton y efluentes de las plantas de tratamiento (MODAR) hacia los sedimentos superficiales de la zona centro del área de estudio en el 2003. Suposición 1.

Tabla XVI.- Contribución de CO del plancton y de las plantas de tratamiento a los sedimentos superficiales de las estaciones en la zona centro del muestreo 2003. Los porcentajes en color negro consideraron los valores -21‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y de $+12.5$ para el $\delta^{15}\text{N}$ del zooplancton obtenidos en este estudio. Los porcentajes en color azul consideraron plancton -20.3‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y $+8.9\text{‰}$ para $\delta^{15}\text{N}$ tomados de Rau *et al.*, 1982.

Estación	Contribución MOPDAR(%)	Contribución Plancton (%)	Contribución Arroyos (%)
E48	44 (23)	39 (53)	17 (24)
E50	49 (34)	27 (37)	24 (29)
E51	60 (49)	20 (28)	19 (23)
E52	55 (50)	10 (14)	35 (37)
E55	40 (27)	24 (32)	36 (40)
E57	47 (37)	19 (26)	34 (38)
E58	44 (37)	13 (18)	43 (45)
E59	46 (29)	30 (41)	24 (30)
E60	42 (22)	38 (51)	20 (27)
E61	46 (35)	21 (28)	33 (37)
E62	15 (13)	4 (5)	81 (82)
E63	44 (32)	22 (30)	34 (38)
E65	45 (32)	24 (33)	30 (35)
E67	45 (32)	24 (33)	30 (35)
E69	48 (34)	26 (35)	26 (31)
E70	40 (14)	49 (66)	11 (20)

DISCUSIONES

Características generales

En los sedimentos superficiales del área de estudio, se encontró que el contenido de CO en los sedimentos superficiales estaba fuertemente relacionado ($r \ll \alpha=0.05$) con el contenido de NT, así como con la fracción de tamaño de grano fino (Tabla 2) para ambos muestreos. Dichas relaciones, sugieren que la hidrodinámica en la zona de estudio es el principal factor que controla la distribución de las diferentes fracciones de tamaño del sedimento Bergamaschi *et al.*, 1997). Diversos autores (Keil *et al.*, 1994, Mayer, 1994; Hedges y Keil, 1995; Bergamaschi *et al.*, 1997; Thimsen y Keil, 1998) han reportado dichas relaciones, mencionando que el contenido de NT covaría con el contenido de CO en los sedimentos, y a su vez presenta una correlación positiva con el área superficial de las partículas del sedimento.

Los valores promedio del porcentaje de CO, NT y tamaño de grano en los sedimentos correspondientes al muestreo del 2003, fueron mayores (Tabla I) que los encontrados en el 1998 ($\alpha=0.05$, $P = 1.2 \times 10^{-12} \ll \ll$). Esto último puede ser atribuido principalmente a la ocurrencia de dos eventos: El primero de ellos pudo haber sido el incremento en los escurrimientos continentales asociadas con el evento de El niño presentado durante 1997 y 1998, el cual, debido a las intensas lluvias que se presentaron produjo un efecto de dilución entre el material autóctono y el material sedimentario alóctono (Middelburg, 1989; Meyer, 1994, Hedges y Keil, 1995; Wakeham, 1996; Keil *et al.*, 1997), así como una aparente

disminución en el contenido de CO, NT y de las partículas de tamaño de grano finas debido a la resuspensión de material sedimentario por las ondas de tormenta (City of San Diego, 1999). El segundo evento está relacionado con el acelerado aumento poblacional de la zona entre 1998 y el 2003. Los datos reportados por INEGI en el censo del 2005 (www.inegi.gob.mx) mencionan un incremento aproximado del 30 % de la población en el Municipio de Tijuana, ~45 % para el municipio de Playas de Rosarito y ~25 % para el de Ensenada, ocasionando un aumento en los volúmenes de descarga de las aguas de desecho, las cuales introducen material particulado rico en CO y NT al área de estudio.

Distribución de CO, NT y del sedimento fino en la zona

Para los muestreos de 1998 y 2003, los mayores porcentajes de CO, NT y sedimento fino (arcillas y limos) se encontraron entre las isobatas de los 70 y 500 m (Figura 6 y 8, respectivamente). El patrón de distribución encontrado para los sedimentos finos coincide con lo reportado por Pérez- Peña (1994) y Muñoz-Palacios (1993), quienes reportan una distribución de los sedimentos arenosos entre las isobatas de los 10 y los 50 m de profundidad para la zona comprendida entre Tijuana y Punta Banderas, y entre los 56 y los 126 m para el área entre Punta Descanso y Punta Salsipuedes. Por otro lado, el patrón de distribución de los sedimentos limo-arcillosos obtenido para el área entre Rosarito y Punta Descanso, concuerda con lo reportado por dichos autores, quienes señalan que la

distribución de dicha fracción de tamaño del sedimento, abarca profundidades que van de los 41 a los 106 m de profundidad.

En la zona sur de la zona de estudio, el patrón de distribución de CO, NT y de la fracción fina del sedimento parece estar influenciada por el patrón de corrientes, el cual genera una zona de convergencia de material sedimentario en la parte adyacente a Punta Banda, y un centro de convergencia hacia el NE de la bahía en donde tienden a acumularse estas partículas (Gaona-Barrera, 1998). Romero-Vargas Márquez (1995) y Rodríguez-Villanueva (1997) reportaron una distribución similar, señalando que la distribución de las fracciones de tamaño de grano en el sedimento está caracterizada por la presencia de arenas medianas y limos gruesos en toda la bahía, en tanto que los sedimentos limo-arcillosos se distribuyen en la dársena del Puerto de Ensenada, el área del cañón y al extremo suroeste de las islas.

En general, en el 2003 se pudo observar la formación de pequeñas áreas de acumulación del CO, NT y partículas de sedimento fino (arcillas y limos) en áreas más cercanas a la costa que las observadas para 1998. Las diferencias podrían estar asociados al fenómeno de "El Niño" que fue registrado para el periodo de 1997-1998, el cual ha sido señalado como uno de los más intensos debido al número de tormentas presentadas, así como la duración de éstas principalmente durante el invierno, las cuales registraron olas superiores a los 4 m en un lapso igual o mayor de 9 horas consecutivas (Lizarraga- Arciniega, 2005). El oleaje producido durante estas tormentas, aumenta la energía del sistema evitando la sedimentación del material fino introducido por la erosión de las playas,

así como la sedimentación de material proveniente de la red de drenaje natural en las áreas cercanas a la costa. De esta manera, la diferencia de energía entre ambos muestreos en la zona de estudio puede ser la causa principal de la diferencias en los sitios de acumulación de material rico en CO y NT, lo cual se hizo más evidente en las desembocaduras de arroyos.

Los valores promedio obtenidos para la razón C/N en los muestreos de 1998 y 2003, 7.3 ± 4.9 y 6.2 ± 3.9 respectivamente, parecen indicar que el fitoplancton (7.0 ± 2.7) es la principal fuente de la MO al sedimento. Lo anterior comparado con los resultados obtenidos por Pearson *et al.* (1961) en un estudio realizado en 11 especies de organismos fitoplanctónicos, en donde reportan valores de C/N de entre 5.1 y 10.5 (promedio de 7.6). Así también, comparado con lo reportado por Hernández-Alonso *et al.* (2007) quienes reportan valores promedio de C/N de 6.6 ± 0.9 para el fitoplancton en un estudio realizado del 2002 al 2004 en Laguna Manuela, B.C., y lo reportado por McCarthy (1970), quien reporta un valor de 8.8 para el fitoplancton recolectado 12 Km fuera de la costa de San Diego, California. Sin embargo, no se descarta la contribución del MOP proveniente de los arroyos, de las aguas residuales. Los valores de C/N encontrados para el MOP de los arroyos del área de estudio fueron en promedio de 10.2 ± 3.6 , para la PTPB de 7.8 ± 1.0 y de 10.2 ± 1.3 para la PTPL.

En 1998, los valores máximos de C/N en los sedimentos de la zona norte estuvieron entre 10 y 15, lo que nos sugiere que existe una influencia del aporte de MOP proveniente de los arroyos o de las plantas de tratamiento o una mezcla de ambas. Dichos valores coinciden con los reportados por Andrews *et al.* (1998)

para la MOPDAR (C/N entre 11.3 y 13.2) y con los encontrados para el MOP de la PTPL (C/N de 8.8 a 11.9). En el 2003, la zona sur presentó valores máximos de la razón C/N de 19.4, 23.8 y 38 en las zonas cercanas al Arroyo San Miguel (E83 y E94) y a la boca del estero de Punta Banda (F21), ambas ubicadas en el interior de la Bahía de Todos Santos. Dichos valores máximos sugieren que además de la influencia de los aportes de la MO proveniente de arroyos, plantas de tratamiento y del fitoplancton, existen aportes provenientes de plantas terrestres tipo C_3 y/o a plantas de marisma tipo C_3 . Goñi *et al.* (2005) reportan valores de la razón C/N entre 20 y 50 para plantas terrestre tipo C_3 y valores de 14 a 33 para las plantas de marismas tipo C_3 .

Fuentes de materia orgánica

Razones isotópicas de las fuentes de la MO

Valores de $\delta^{15}N$

Las señales isotópicas de $\delta^{15}N$ de la MOPDAR de la PTPB ($+2.6 \pm 0.6 \text{ ‰}$), de la PTN ($+7.6 \pm 3.6 \text{ ‰}$), de la PTG ($+6.3 \text{ ‰}$) y de la PTS ($+9.7 \pm 0.2 \text{ ‰}$) mostraron valores diferentes al de la PTPL ($+0.5 \pm 1.1 \text{ ‰}$) del condado de San Diego, CA, siendo mayor dicha diferencia entre la PTPL y aquellas plantas de tratamiento ubicadas en la zona sur (PTN, PTG y PTS). La diferencia observada puede ser atribuida al tipo de tratamiento que reciben las aguas de desecho ya que las plantas de tratamiento mexicanas son de tipo secundario, mientras que la PTPL es de tipo primario. Los valores de $\delta^{15}N$ del MOP de la PTPL y de la PTPB

concuerdan con el valor de +1.8 ‰ reportados por Spies *et al.* (1989) para la planta de tratamiento primario JWPCP y con el valor de +2.5 ‰, reportado por Sweeney *et al.*, (1980) para la planta de Whites Point en el sur de California. Así también, concuerda con el valor de -1.1 ‰ reportado por Lee Van Dover *et al.* (1992) para la planta de tratamiento de Middlesex, New Jersey. Por su parte, las plantas: PTG PTN, y PTS concuerdan con los valores de $\delta^{15}\text{N}$ reportados para la planta de tratamiento secundario en Yonkers, New York (Lee Van Dover *et al.*, 1992) y con los de la planta de tratamiento de Moreton, en Bahía de Australia (Jones *et al.*, 2001) de +7. 2 y +9.2 ‰, respectivamente. Sin embargo, los valores obtenidos para la PTPB que realiza un tratamiento secundario de las aguas de desecho, son más parecidos a los valores obtenidos en la PTPL que realiza un tratamiento primario, sugieren deficiencias en el tratamiento realizado en la PTPB. Deschamps *et al.* (1998) mencionan que un tiempo de residencia corto de las aguas negras en los tanques de sedimentación, no es suficiente para permitir la volatilización o desnitrificación substancial de las formas de nitrógeno presentes en ella, por lo que estos procesos tienden a elevar la señal del $\delta^{15}\text{N}$ en las aguas tratadas (McClelland y Valiela, 1998).

Además, los valores negativos o cercanos a ceros del $\delta^{15}\text{N}$ en el MOP de la PTPL y de la PTPB, sugieren la existencia de un aporte proveniente de una fuente diferente o de mayor proporción, rica en ^{14}N . Dicha fuente puede ser atribuida a los fertilizantes utilizados en el mantenimiento de áreas verdes de las ciudades de San Diego y Tijuana. Heaton (1986) y McClellan *et al.* (1997) han reportado

valores de $\delta^{15}\text{N}$ de -3 a 3 ‰ para los nitratos y el amonio de fertilizantes sintéticos, los cuales presentan valores bajos debido a la conversión de N_2 atmosférico durante su manufacturación (Gormly y Spalding, 1979).

Los resultados obtenidos del $\delta^{15}\text{N}$ en el MOP proveniente de los arroyos fue altamente variable, presentando valores entre 0.1 y 9.1 ‰, debido posiblemente a que ninguno de los procesos del nitrógeno domina en cada unos de ellos, tales como la fijación de nitrógeno, la volatilización de amonio, la nitrificación y desnitrificación (Heaton, 1986). Sin embargo, también puede ser debido a que los aportes de la MO hacia los arroyos sean diferentes.

Para el zooplancton, el valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ (12.5 ‰) se encontró altamente enriquecido de ^{15}N comparado con el valor de 8.9 ± 2.1 ‰ reportado para el plancton colectado fuera de las costas de California (Sweeney y Kaplan, 1980), lo cual sugiere que el zooplancton del área de estudio podría estar utilizando nitratos enriquecidos en ^{15}N . Liu y Kaplan (1989) reportan valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ (11.6 ‰) en los nitratos del agua al sur de California, mencionando que dichos valores son el resultado de un aporte de nitrato enriquecido en ^{15}N proveniente de la zona de desnitrificación del este tropical del Pacífico norte, toda vez que en la región al sur de California no se presentan las condiciones para que se lleve a cabo la reacción de desnitrificación.

Valores de $\delta^{13}\text{C}$

Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de la MOPDAR en las plantas de tratamiento de la zona norte (PTPL, $-22.9 \pm 0.5 \text{ ‰}$ y PTPB, $-22.6 \pm 0.6 \text{ ‰}$), estuvieron ligeramente enriquecidos en ^{13}C respecto a los valores reportados para el MO proveniente del agua tratada en el estuario Tijuana ($-23.7 \pm 0.1 \text{ ‰}$; Kwak y Zedler, 1997) y ligeramente empobrecido respecto a al valor reportado para el plancton de $-20.3 \pm 0.1 \text{ ‰}$ (Rau *et al.*, 1982) y respecto al valor obtenido en el presente estudio para el zooplancton de $-21.1 \pm 0.3 \text{ ‰}$. Los resultados del $\delta^{13}\text{C}$ en la MO proveniente de los arroyos estuvieron generalmente empobrecidas en ^{13}C , presentando una alta variabilidad (en promedio $-30.8 \pm 5.7 \text{ ‰}$ en la zona norte y $-21.2 \pm 0.5 \text{ ‰}$ en la zona sur) con relación a las otras fuentes. Las diferencias entre las señales isotópicas de las fuentes, fueron mayores en la zona norte comparado con los valores obtenidos en la zona sur. En la Tabla XVII se muestran las diferencias isotópicas del $\delta^{13}\text{C}$ entre las diferentes fuentes de la MO, en ella se observa que la diferencia entre la MOPDAR y el plancton en la zona sur es casi 0 ‰, mientras que en la zona norte es de 9.6 ‰. Así también, se observa que la diferencia entre la MOPDAR y el MOP de los arroyos es de hasta -2 ‰ en la zona sur y de -8.2 ‰ en la zona norte. De esta manera, dado que las diferencias entre las señales isotópicas de las fuentes en la zona norte son mayores respecto a las encontradas en la zona sur, la aplicación de un modelo simple en la zona norte para la determinación de los porcentajes de contribución hacia los organismos y los sedimentos es más factible, ya que dichos modelos permiten diferenciar mejor

las contribuciones de las fuentes entre mayor sean las diferencias de sus señales isotópicas.

Tabla XVII. Diferencias isotópicas entre los promedios de las fuentes del MOP de la zona norte y de la zona sur.

Diferencias isotópicas (zona norte)		
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		
Fuente	Fitoplancton -21.2 ± 0.5 Zooplancton -21.1 ± 0.3	MOP de arroyos -30.8 ± 5.7
MOPDAR -22.9 ± 0.5 (PTPL) -22.6 ± 0.6 (PTPB)	+1.7 +1.5	-7.9 -8.2
MOP de arroyos -30.8 ± 5.7	+9.6 +9.7	
Diferencias isotópicas (zona sur)		
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		
Sur	Fitoplancton -21.2 ± 0.5 Zooplancton -21.1 ± 0.3	MOP de arroyos -21.2 ± 0.5
MOPDAR -22.7 (PTG) -19.5 ± 3.3 (PTN) -23.6 ± 2.0 (PTS)	-0.5 +1.7 -2.4	-0.5 +1.7 -2.4
MOP de arroyos -21.2 ± 0.5	0.0 -0.1	

Muestreo 1998

Razones isotópicas en los compartimentos de la materia orgánica bentónica y de los sedimentos superficiales.

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de la materia orgánica sedimentaria obtenidos en el presente estudio se ajustaron al modelo de mezcla propuesto por Peters *et al.* (1978) para la materia orgánica sedimentaria de la plataforma continental del Pacífico Noreste, el cual relaciona el $\delta^{13}\text{C}$ y el $\delta^{15}\text{N}$ del MO proveniente de fuentes tanto terrestres como marinas.

Los resultados obtenidos de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en los organismos bentónicos del presente estudio mostraron un enriquecimiento de ^{13}C (en promedio valores de $\delta^{13}\text{C}$ -18.7 ± 2.4 y -19.5 ± 1.1 ‰ para *A. urtica* y *S. duplex*, respectivamente) y un enriquecimiento de ^{15}N (en promedio valores de $\delta^{13}\text{C}$ $+12.61 \pm 0.64$ y $+9.9 \pm 0.33$ ‰ para *A. urtica* y *S. duplex*, respectivamente) comparado con los valores obtenidos en los sedimentos (en promedio -21.9 ± 0.81 y 7.0 ± 0.0 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente). De los organismos analizados, *A. urtica* presentó un mayor grado de enriquecimiento que *S. duplex*. Dicha diferencia isotópica entre las dos especies puede ser atribuida a las diferencias en la estrategia de alimentación de cada organismo. *S. duplex* es un depositívoro superficial mientras que *A. urtica* es un organismo carroñero y suspensívoro. De esta manera, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en *A. urtica* sugieren que dicho organismo se alimenta a un nivel trófico mayor. Le Loc'h y Hilly (2005), Camusso *et al.* (1998) y DeNiro y Epstein (1978 y

1981) mencionan factores de enriquecimiento por cambios de nivel trófico de 1.1‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y de 3.0 ‰ para el $\delta^{15}\text{N}$.

$\delta^{13}\text{C}$ y razón C/N en sedimentos superficiales y fuentes del MOP caracterizadas en la zona de estudio

Con el objeto de delinear claramente la contribución de la MO de las fuentes consideradas en la zona de estudio, se empleó la señal $\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos superficiales y la razón C/N. En la Figura 21a, se observa que el MOP de los sedimentos superficiales de la zona norte parecen tener contribuciones principalmente de la MOPDAR y del plancton y, en una menor proporción, del MOP de las plantas terrestres (C_3). En cambio, en la zona sur (Figura 21b) el MOPDAR y el plancton son las fuentes que más contribuyeron a los sedimentos superficiales de las estaciones B78, B79 y B86. Solo dos estaciones, la B21 (zona norte) y la B91 (zona sur), parecen tener influencia del MOP de las algas marinas.

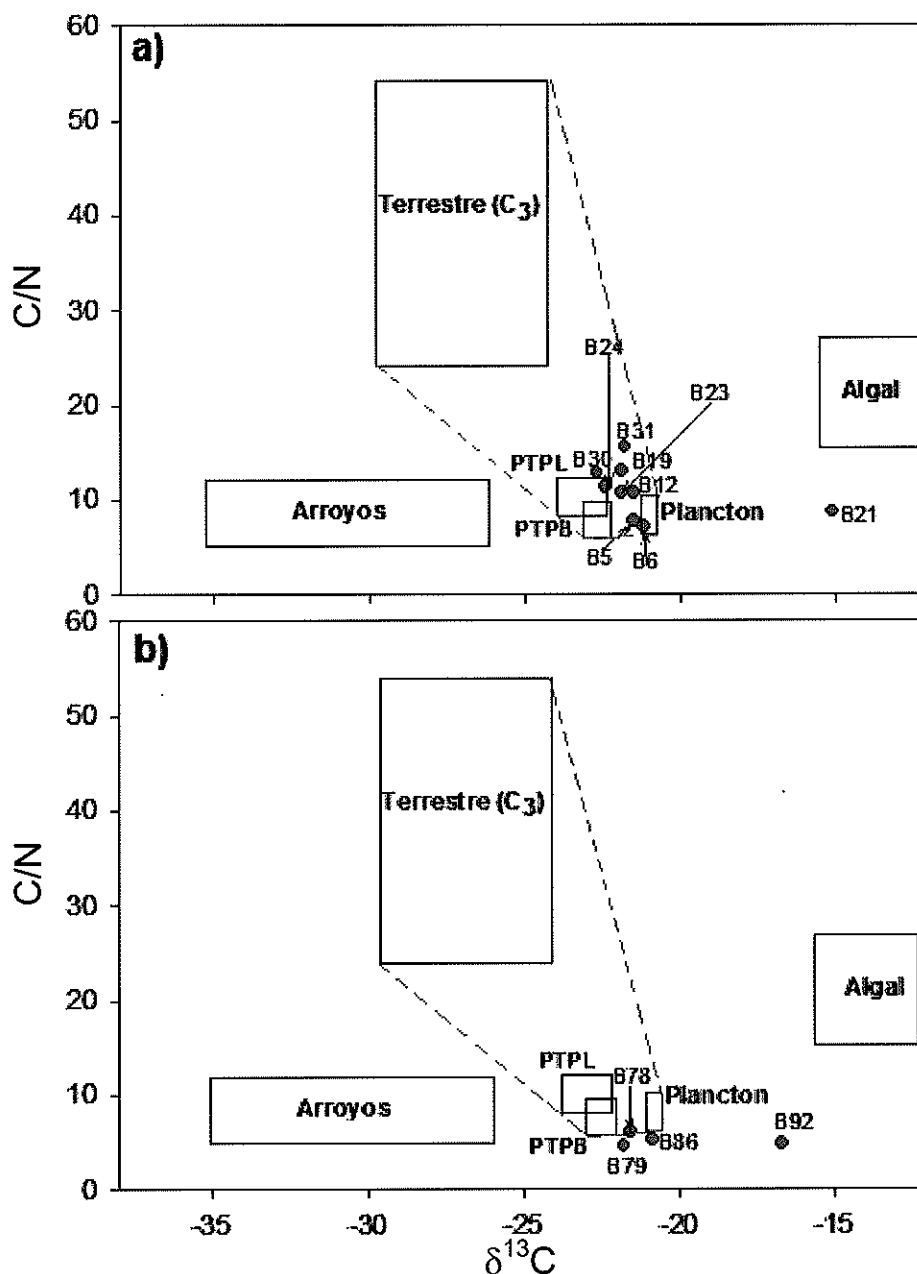


Figura 21.- $\delta^{13}\text{C}$ y razón C/N de las principales fuentes de MO caracterizadas y su influencia sobre los sedimentos superficiales de la zona de estudio en 1998. (a) Zona norte. (b) Zona sur. Terrestre (C₃) = valores de plantas terrestres (C₃) tomados de Goñi *et al.* (2003). Algal = valores de algas marinas tomados de Gonnee *et al.* (2004). PTPL = planta de tratamiento Point Loma y PTPB = planta de tratamiento Punta Banderas. Línea discontinua: área donde se mezclan el MOP de las plantas de tratamiento, plancton y plantas terrestres (C₃).

Contribución de las fuentes de MOP

Organismos

El modelo lineal simple de dos fuentes aplicado a los resultados del poliqueto *S. duplex*, sugiere que la MOPDAR contribuye aproximadamente entre el 10 y el 30 % a la MO de su dieta (en promedio 16 ± 11 % aporta la PTPL y de 21 ± 15 % la PTPB). En el área de estudio se carecen de datos en donde se evalúe la contribución de la MOPDAR hacia los organismos bentónicos. Sin embargo, Rodríguez-Villanueva *et al.* (2003) realizaron un trabajo sobre la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos para la misma zona de estudio, en donde reportan altos valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), señalando además que el 87 % de los sitios de muestreo en su estudio son clasificados como ambientes no impactados, mientras que el 13 % de las estaciones restantes se clasificaron como ambientes moderadamente contaminados, principalmente aquellos sitios considerados críticos tales como la desembocadura del Río Tijuana, la del Río Rosarito y la descarga de la PTPB. Esto último, sugiere una probable influencia de la MO proveniente de las aguas residuales cercanas a la costa.

Sin embargo, los resultados obtenidos para el $\delta^{13}\text{C}$ en *S. duplex*, sugieren que la influencia de la MOPDAR de las aguas residuales puede ser mas extensiva. La máxima distancia de influencia de la MOPDAR a la alimentación del poliqueto de la especie *S. duplex* fue de 26 Km tomando en consideración a la PTPB, como única fuente de la MOPDAR, y de 60 Km si consideramos a la PTPL como fuente

única. Estos resultados sobre las distancias máximas de influencia son notables toda vez que otros estudios han reportado un máximo de influencia de 2 Km desde las fuentes de la MO terrestre (Gearing, 1988). No obstante, no es posible descartar la presencia de otras fuentes no puntuales cercanas que también contribuyan con MOP a la dieta de los organismos. Diversos reportes señalan la existencia de descargas clandestinas de aguas sin tratamiento, las cuales son vertidas al mar de manera directa sin recibir tratamiento alguno, siendo las zonas más afectadas las zonas de Playas de Tijuana, Punta Banderas y Rosarito (Macias-Zamora *et al.*, 2002).

Para *A. urtica*, no fue posible determinar la contribución de las fuentes mediante el uso del modelo simple de dos fuentes en la mayoría de las estaciones en las que estuvieron presentes, bajo la consideración de que es organismo suspensívoro, lo que sugiere que *A. urtica* puede estar empleando una fuente de C menos empobrecida con ^{13}C , que cualquiera de las fuentes medida en el presente estudio (Ej. algas marinas ~ -12 a -15 ‰ $\delta^{13}\text{C}$, Gonneea *et al.*, 2004), o bien, se alimenta como un organismo carroñero a niveles tróficos superiores.

Otras evidencias sobre la contribución de la MOPDAR en la nutrición de los macroinvertebrados bentónicos del área de estudio, es la respuesta lineal del $\delta^{13}\text{C}$ en *S. duplex*, el cual se incrementa conforme aumenta la distancia al efluente de la PTPL ($r^2 = 0.9$, Figura 17a) o el de PTPB ($r^2 = 0.8$, Figura 17b). Aunque el difusor de la PTPL se encuentra más alejado de los sitios de muestreo, sus aportes de MOPDAR parecen ser tan importantes como aquellos provenientes de la PTPB.

Lo anterior puede atribuirse a las diferencias entre las condiciones de descarga y a la ubicación de los efluentes en cada planta de tratamiento. La PTPL, descarga aproximadamente 8 veces más agua residual que la PTPB (Macías-Zamora, 1996), a una profundidad de 98 m en aguas relativamente más tranquilas donde es posible una mayor rapidez en la sedimentación de las partículas suspendidas, y presenta una pluma de dispersión más estrecha y definida. Así también, la profundidad, la disposición del efluente en la PTPL, y el transporte neto de la CC en dirección sur durante parte del año (City of San Diego. 2006) podrían provocar un incremento en el peso de la contribución de la MODPAR hacia el área de estudio, por la descarga de dicha planta. Oey (1990) reporta un patrón de circulación en dirección sur para verano y primavera, lo cual concuerda con las evidencias de transporte de bacterias coliformes y plumas de turbiditas en ésta misma dirección (City of San Diego, 2006).

En contraste, la descarga del efluente de la PTPB se realiza de manera superficial sobre la costa (0 m), donde la alta dinámica producida por el oleaje, la morfología de la plataforma continental y el patrón de corrientes (Dorman y Palmer, 1981) distribuyen ampliamente la MO, transportándolo grandes distancias desde el efluente hacia regiones más oceánicas (Macías-Zamora y Ramírez-Álvarez, 2004). Esto último concuerda con el patrón de distribución de la fracción fina del sedimento (Figura 9), la cual presenta una mayor acumulación en la región oceánica del área de estudio (isóbata de 500 m).

El valor del $\delta^{15}\text{N}$ obtenido para la única muestra de *S. duplex* en la zona norte fue de 9.8 ‰. Tomando en consideración el incremento promedio del $\delta^{15}\text{N}$ de 3.0 ‰ por nivel trófico propuesto por DeNiro y Epstein (1978) y Waldron *et al.* (2001) se estimó que la fuente de alimento para éste organismo (*S. duplex*) tendría un $\delta^{15}\text{N}$ de aproximadamente 6.8 ‰, el cual es menor al valor promedio (8.9 ‰ \pm 2.1 ‰, Sweeney y Kaplan, 1980) reportado para el plancton en las costas de California; sin embargo, el valor coincide con el promedio menos una desviación estándar). Pero, si se toma en cuenta el valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ obtenido en el presente trabajo para el zooplancton (+12.5 ‰ \pm 0.4‰), es probable que la fuente de nitrógeno en la dieta de *S. duplex* no sea solo el plancton.

Por otro lado, Altabet y Small (1990) reportan que las partículas grandes de más rápido hundimiento, son la principal fuente de la MO a los sedimentos marinos y sugieren que el zooplancton juega un papel clave en la formación de éstas partículas, vía formación de pellets fecales, los cuales se encuentran empobrecidos de ^{15}N en 1.3 ‰ comparados con el resto del tejido corporal del zooplancton. De esta manera, al aplicar dicho factor a los datos del plancton discutidos arriba, se sugiere un $\delta^{15}\text{N}$ que va de 7.6 a 11.2 ‰, para los aportes de N por pellets del zooplancton hacia los organismos del bentos.

Con base en lo anterior, y debido a que la contribución de la MO biodegradable proveniente de la MOPDAR es mayor que aquellos aportes provenientes de los escurrimientos de arroyos, se sugiere que la MOPDAR puede

ser la principal fuente de nitrógeno de origen terrestre hacia la dieta de los organismos bentónicos del área de estudio. Sin embargo, el valor de $\delta^{15}\text{N}$ obtenido en la muestra de *S. duplex* (6.8 ‰), valor intermedio entre la MO marina y la MOPDAR (Tabla 3 y 4), sugieren que dicho organismo bentónico obtiene el nitrógeno necesario para su dieta de una combinación de la MO de éstas dos fuentes.

Sedimentos superficiales

La aplicación del modelo simple de dos fuentes sobre los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en los sedimentos superficiales, sugiere que la MOPDAR presenta en promedio una mayor contribución de la MO hacia el sedimento (33 ± 15 % aporta la PTPL y de 45 ± 20 % la PTPB). Lo anterior, en comparación con la contribución presentada hacia los organismos (en promedio 16 ± 11 % aporta la PTPL y de 21 ± 15 % la PTPB). Dichos resultados sugieren que la MOPDAR refractario (20 al 25 % de C; Myers, 1974) se distribuye de manera mas amplia que la MOPDAR degradable, o sugiere la existencia de una fuente empobrecida en ^{13}C de mayor importancia, tal como el aporte de la MO terrestre de los arroyos. En 1997 y 1998, los aportes de la MO terrígena al área de estudio, fueron de gran importancia debido a las intensas lluvias registradas como consecuencia del evento de El Niño (Lynn *et al.*, 1998), resultando en mayores escurrimientos con grandes cargas de material sedimentario, producto de la escasez de vegetación en las áreas adyacentes (Tran *et al.*, 1997).

Schiff *et al.* (2000), estimaron que los escurrimientos y las aguas de desecho contribuyen respectivamente con aproximadamente el 90 y 10%, de los sólidos suspendidos totales (SST) en la SCCa, donde más del 95% de los aportes de SST provienen de los escurrimientos producidos por los eventos de tormenta que ocurren cada año en la región (de 12 a 14). Surbeck *et al.* (2006) han reportado aportes de SST durante eventos de tormenta promedio, cuando la altura de las olas superan los 4 m por un lapso igual o mayor a nueve horas consecutivas (Seymour *et al.*, 1984), en un rango de entre 2000 a 6000 mg/L en una estación del Río Santa Ana, localizado a 13 Km. de la costa de la SCCa.

Basado en el análisis extensivo de los mayores ríos del mundo, Ittekkot (1998) encontró que el % CO en los SST decrece logarítmicamente con el incremento de los SST, debido a la dilución de la MO riverina con el material mineral liberado por la erosión y a los niveles de flujos más altos. También reportó que la fracción biodegradable del carbono en los SST, generalmente decrece con el incremento de los SST, siendo del 4% en niveles de entre 1550 a 5000 mg/L. Myers (1974) y Sweeney (1980) señalaron que los aportes de la MOPDAR descargado en el SCCa, vía la descarga de la planta de tratamiento Whites Point, presenta un contenido promedio de carbono de entre 30 y 35%, y que entre el 20 y 40% de este carbono es realmente biodegradable (Sweeney, 1980). Aunque los escurrimientos aparentemente contribuyen con la mayor parte de la entrada de SST a la SCCa (Schiff *et al.*, 2000), basados en los estudios antes descritos se estimó que la MOPDAR aporta cerca de seis veces más carbono total, y cerca de 45 veces más carbono biodegradable a la SCCa en comparación con los

escurrimientos terrígenos. Esto último sostiene la hipótesis que sugiere la MOPDAR como una de las principales fuentes dominantes de la MO terrestre biológicamente biodisponible en nuestra área de estudio.

Muestreo 2003

La diferencia en las especies de poliquetos encontrados entre los muestreos de 1998 y 2003, sugieren un cambio en la estructura de la comunidad bentónica del área de estudio. Los mayores porcentajes de CO encontrados en el 2003 (Tabla 1) pudiera ser un factor que favorecer la presencia de organismos depositóvoros cuyo alimento lo obtienen del MO del sedimento. Como previamente se ha mencionado, es probable que el mayor aporte de aguas residuales por las plantas de tratamiento, sea la causa de las diferencias entre la estructura de la comunidad bentónica en ambos muestreos. Sin embargo, no fue posible precisar si los cambios en la estructura bentónica fue debida a variabilidades naturales o a inestabilidades inducidas ya que Probet *et al.* (2001), reporta que muchos de los espionidos (poliquetos) son especies oportunistas que responden a disturbios en el medio, tal como el enriquecimiento del MO así como también, son susceptibles a presentar marcadas fluctuaciones en su población de manera natural.

Razones isotópicas de los compartimentos de la MO béntica y de los sedimentos superficiales para el 2003.

Las señales isotópicas promedio de las tres especies identificadas *S. bombix* (-20.3 ± 0.6 ‰ y $+10.9 \pm 0.3$ ‰ de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente), *S.*

duplex (-20.3 ± 0.8 ‰ y $+11.1 \pm 0.5$ ‰ de ‰ de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente) y *P. pinnanta* (-20.3 ± 0.7 ‰ y $+10.0 \pm 0.4$ ‰ de ‰ de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente) fueron similares. Esta similitud isotópica entre las tres especies puede atribuirse a que los tres presentan la misma estrategia de alimentación (Camusso *et al.*, 1998, Loc'h y Hily, 2005).

Al igual que en 1998, el $\delta^{15}\text{N}$ y el $\delta^{13}\text{C}$ de los organismos bentónicos analizados en el muestreo de 2003, se encontraron enriquecidos con ^{13}C y ^{15}N comparado con los valores obtenidos en los sedimentos (en promedio -24.7 ± 1.3 y 4.3 ± 1.9 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ del MO de los sedimentos de 2003, se ajustaron al modelo de mezcla propuesto por Peters *et al.* (1978) para la materia orgánica sedimentaria de la plataforma continental del pacífico noreste, sugiriendo una mezcla entre el aporte de fuentes marinas y terrestres. Sin embargo, a diferencia de 1998, en el 2003 parece observarse una mayor contribución por parte de las fuentes terrígenas.

$\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos superficiales y la razón C/N de las fuentes

Los valores obtenidos de la razón C/N, el $\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos y las fuentes potenciales de la MO durante el muestreo de 2003, sugieren que la MO del sedimento en las tres zonas (norte, centro y sur) es una combinación de la MO principalmente de las aguas residuales de la PTPL y de la PTPB, así como de los drenes de los arroyos y, en menor proporción, de las plantas terrestres tipo C_3 . En la zona norte, (Figura 22) las estaciones E5, E6, E33, E42 parecen tener una

mayor influencia de la MO proveniente de los drenes de los arroyos. De estas estaciones, la E33 y E42 se localizan cerca de la costa en las zonas aledañas a la desembocadura de los arroyos (Figura 3) y, aunque las estaciones E5 y E6 se encuentran alejadas de la costa, podrían estar siendo influenciadas por el material proveniente del Estuario del río Tijuana. Dicho estuario, aunque contribuye con solo un pequeño porcentaje del total de los escurrimientos que entran a la zona costera del sur de California, contienen altas concentraciones de sólidos suspendidos (aportando ocho veces más que los arroyos y ríos del sur de California) y otros contaminantes (bifenilpoliclororados, hidrocarburos aromáticos, metales) (SCCWRP, 1992), con una pluma de dispersión en dirección sur (San Diego Country 2005).

En la zona centro (Figura 23), las estaciones E48, E49, E50, E51, E60 y E70 estuvieron más influenciadas por las descargas provenientes de las plantas de tratamiento, mientras que la estación E62 mostró una mayor influencia de los aportes de los arroyos. Entre tanto, la influencia en el resto de las estaciones parece ser una combinación de los aportes de MO proveniente de las plantas de tratamiento y de los arroyos.

Por otro lado, debido a que no se pudo obtener el valor de la razón C/N de la MO de las aguas residuales de las plantas de la zona sur (PTN, PTG y PTS), se utilizaron los valores obtenidos para las plantas de tratamiento de la zona norte en el análisis de los resultados. De esta manera, en la figura 24 se observa que la influencia en la mayoría de las estaciones es una mezcla de la contribución de la MO de las aguas residuales de las plantas de tratamiento y de los arroyos. Sin

embargo, las estaciones E101, F15 y F17 presentan una mayor influencia de la MO proveniente de los arroyos, mientras que las estaciones E87, E73, F10, F11 y F24 presentaron una mayor influencia de las plantas de tratamiento. Únicamente la estación F21, ubicada frente a la boca del estero Punta Banda, mostró una tendencia que sugiere el aporte de plantas terrestre tipo C₃. Esto último debido a la posible exportación hacia la bahía de MOP (Soto 1990) proveniente de la zona de marismas del Estero de Punta Banda, en donde existe gran variedad de plantas halófitas, entre la que se encuentra la planta suculenta C₃, *Salicornia pacifica* (Aguilar, 1980).

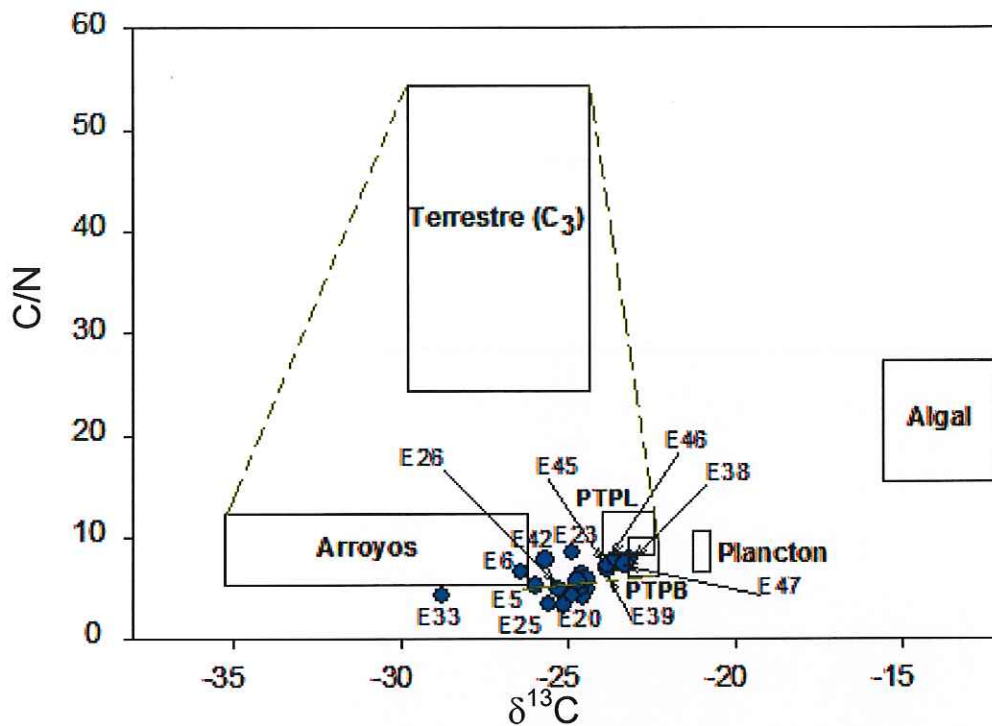


Figura 22.- $\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos y razón C/N de las fuentes caracterizadas en la zona norte del área de estudio para el 2003. Terrestre (C₃) = valores de plantas terrestres (C₃) tomados de Goñi *et al.*, 2003 y Algal = valores de algas marinas tomados de Gonneea *et al.*(2004). PTPL = planta de tratamiento Point Loma y PTPB = planta de tratamiento Punta Banderas. Línea discontinua: área donde se mezclan el MOP de las plantas de tratamiento, plantas terrestres (C₃) y arroyos.

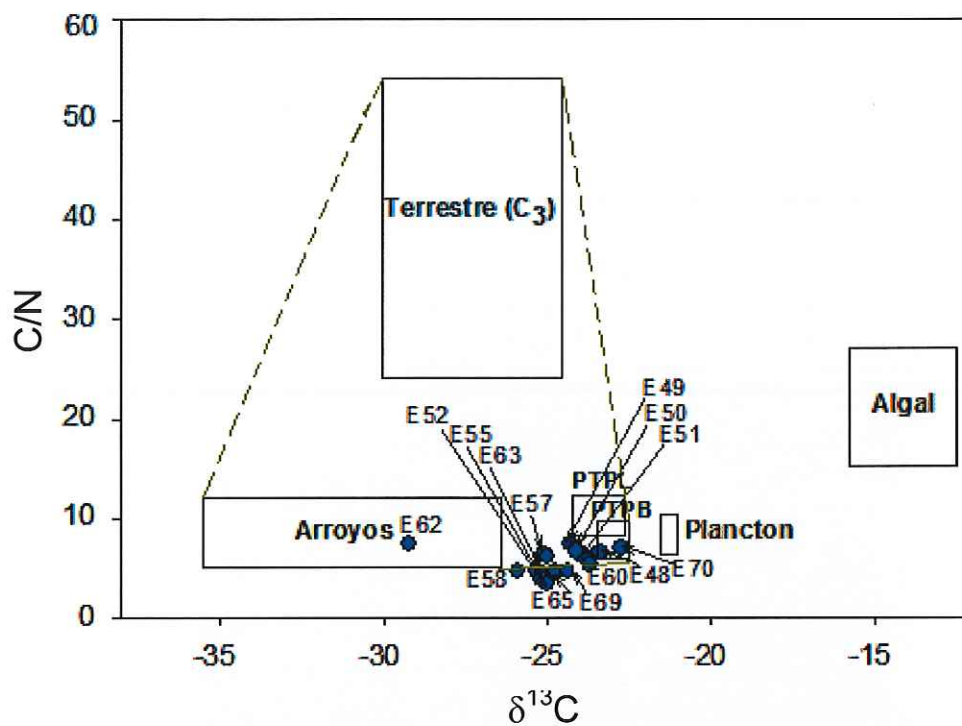


Figura 23.- $\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos y razón C/N de las fuentes caracterizadas en la zona centro del área de estudio para el 2003. Terrestre (C_3) = valores de plantas terrestres (C_3) tomados de Goñi *et al.*, 2003 y Algal = valores de algas marinas tomados de Gonnee *et al.*(2004). PTPL = planta de tratamiento Point Loma y PTPB = planta de tratamiento Punta Banderas. Línea discontinua: área donde se mezclan el MOP de las plantas de tratamiento, plantas terrestres (C_3) y arroyos

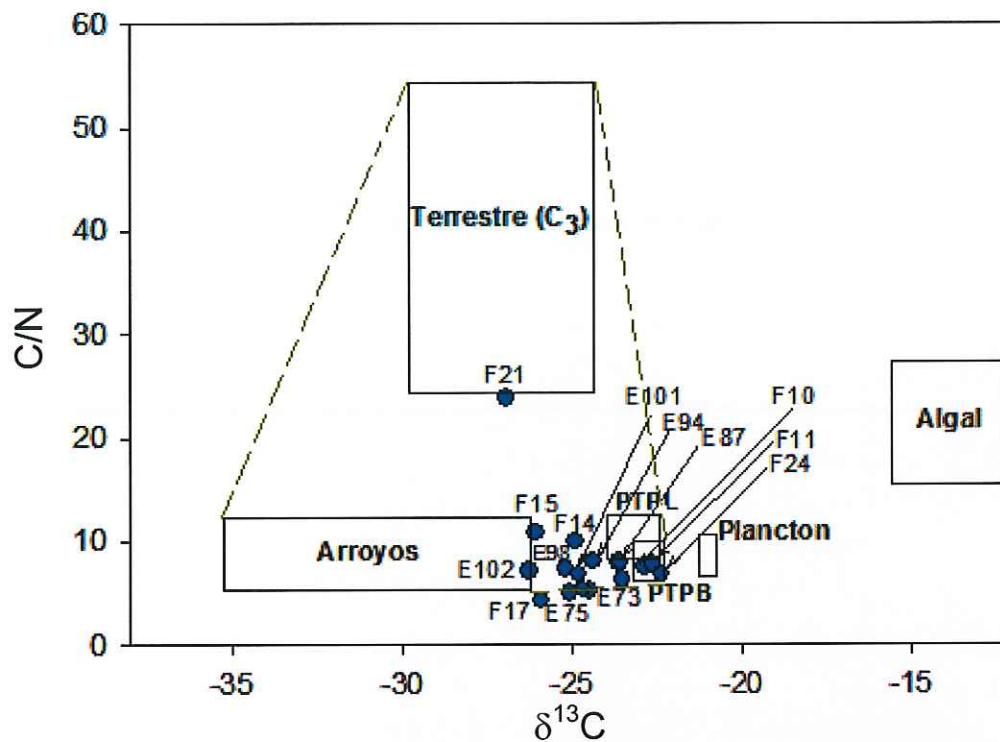


Figura 24.- $\delta^{13}C$ de los sedimentos superficiales y la razón C/N de las fuentes caracterizadas estacionadas en la zona sur del área de estudio para el 2003. Terrestre (C₃) = valores de plantas terrestres (C₃) tomados de Goñi *et al.*, 2003 y Algal = valores de algas marinas tomados de Gonnee *et al.*, 2004. PTPL=planta de tratamiento Point Loma y PTPB = planta de tratamiento Punta Banderas. Línea discontinua: área donde se mezclan el MOP de las plantas de tratamiento, plantas terrestres (C₃) y arroyos

Contribución de las fuentes del MOP

Organismos

Para el muestreo de 2003, al igual que para el muestreo de 1998, la principal fuente de la MO a la dieta de los poliquetos fue el plancton (entre 60 y 80 % en promedio), mientras que la MOPDAR contribuyó entre un 10 y 40 % (en promedio). A diferencia de 1998, se cuantificó la contribución de la MO de los arroyos cuyo aporte fue pequeño, entre el 5 y 10 % (en promedio), lo cual confirmó la hipótesis que sugiere a la MOPDAR como una de las principales fuentes dominantes de la MO terrestre biológicamente biodisponible en el área de estudio. Si se consideran las distancias desde los puntos de descarga de los efluentes de la PTPL y PTPB hasta cada una de las estaciones de muestreo donde se encontraron los organismos, se puede decir que la influencia de la MOPDAR hacia los organismos parece alcanzar una distancia de 60 Km, tratándose de la PTPL, y de 40 Km para el caso de la PTPB. Esto último concuerda con lo encontrado durante los muestreos de 1998, en donde se encontró que la influencia de la MOPDAR alcanzó distancias de hasta 26 km para la PTPB, y de 60 Km para la PTPL. No obstante, no se descarta la posibilidad de que los organismos de la estación E38, estación más alejada de la PTPL, pudieran haber sido influenciados por aportes de la MOPDAR provenientes de la PTPB, o inclusive por aportes provenientes de las descargas clandestinas cercanas a dicha estación. Como se ha mencionado previamente, la descarga clandestina de aguas residuales sin tratamiento alguno, es uno de los problemas que se suscita en esta zona (Macias-Zamora *et al*, 2002).

Zona sur

Al igual que en la zona norte, los aportes más importantes de la MO hacia la dieta de los organismos fueron aquellos provenientes del plancton, con un valor promedio de aproximadamente 60 %, mientras que los aportes provenientes de los arroyos y las PT (PTN, PTG y PTS) fueron en promedio del 20% para ambos casos. Esto último sugiere que las PT de la zona, tiene una menor contribución de la MO hacia la dieta de los poliquetos en comparación a aquella observada en la zona norte. Esto último puede ser consecuencia de las diferencias que existe entre los volúmenes de descarga de las plantas de tratamiento de la zona norte y sur. El volumen de descarga de las tres plantas de tratamiento (PTN, PTG y PTS) en la zona sur es de aproximadamente 560 l/s, mientras que en la zona norte, solo la PTPB descarga un volumen aproximado de 1100 l/s de aguas residuales. Sin embargo, estas contribuciones deberían ser tomados con reserva debido a que el cálculo de las contribuciones para cada una de las fuentes fue bajo las consideraciones de la suposición 2, en la que se tomaron los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ reportados por Rau *et al* (1982) para el plancton de -20.3 ‰ y +8.9 ‰ respectivamente ; y debido a que no fue posible determinar las contribuciones de cada una de las fuentes de la MO bajo las consideraciones de la suposición 1, , en 10 de las 14 estaciones. Esto último, probablemente debido a la similitud entre los valores del $\delta^{13}\text{C}$ y del $\delta^{15}\text{N}$ entre las fuentes de MO consideradas en el modelo (Tabla XVII).

Sedimentos superficiales

Los resultados obtenidos en el modelo simple de tres fuentes para los sedimentos superficiales de la zona norte, sugieren que la MOPDAR presenta una mayor contribución de la MO hacia el sedimento (entre el 46 y el 57 % en promedio), en comparación con aquella contribución hacia los organismos (entre el 10 y el 40 % en promedio). Dichos resultados apoyan la hipótesis de que el MOPDAR refractario (20 al 25 % de C; Myers, 1974) se distribuye de manera más amplia que el MOPDAR degradable. Además, sugieren que la contribución de MO por los arroyos es similar a la del plancton (entre el 20 y el 30 % en promedio), lo que confirma la existencia de una fuente empobrecida en ^{13}C que bien podría ser atribuida a los arroyos de la zona de estudio, ya que para el muestreo de 1998 solo se sugirió la existencia de ésta fuente.

Zona centro

En la zona centro, los resultados sugieren que la contribución del MOPDAR (del 30 al 40 % en promedio) parece disminuir en comparación con lo encontrado en la zona norte, lo cual se ve reforzado con lo obtenido en la prueba estadística de contraste en donde se obtuvieron diferencias significativas entre las contribuciones promedio de la MOPDAR en ambas zonas para ambas suposiciones ($P = 0.007$ y $P = 0.024$ suposición 1 y 2 respectivamente, $\alpha = 0.05$ y $n = 14$ para zona norte y 16 para la zona centro). Lo anterior podría deberse a las diferencias entre la densidad poblacional y el volumen de descarga de las aguas

residuales en ambas zonas, tal como fue mencionado previamente. Sin embargo, las diferencias entre las contribuciones del MOPDAR en las zonas norte y centro (entre el 10 y 15 %), las diferencias entre la densidad poblacional (aproximadamente 15 veces mayor en la zona norte) y las diferencias en los volúmenes de descarga de aguas residuales (hasta 100 veces mayor que en la zona centro), sugieren que el aporte de la MOPDAR a la zona centro podría ser a través de un flujo procedente del norte, así como por las descargas clandestinas de aguas residuales sin tratamiento alguno que son vertidas directamente en la playa (Macias-Zamora *et al*, 2002).

Zona sur

Las contribuciones de la MO hacia el sedimento por cada una de las fuentes (plancton, PT y arroyos), calculadas bajo las consideraciones de las dos suposiciones (1 y 2), no pudieron ser calculadas en 15 de las 18 estaciones de ésta zona. Como ha sido previamente mencionado, esto puede ser atribuido a la similitud entre las señales isotópicas del $\delta^{13}\text{C}$ y del $\delta^{15}\text{N}$ en el MOP de las fuentes consideradas en el modelo (Tabla XVII), o probablemente por la existencia de una fuente importante del MOP que no fue considerada.

CONCLUSIONES

Características texturales

Los valores promedio de CO y NT en el 2003 (0.72 ± 0.62 % y 0.1 ± 0.08 % para el CO y NT respectivamente) fueron mayores ($\alpha = 0.05$, $P = 1.2 \times 10^{-12} \ll \alpha$) que los valores promedio obtenidos en 1998 (0.41 ± 0.34 % y 0.06 ± 0.04 % para el CO y NT respectivamente) atribuido al incremento en la cantidad de aguas residuales generadas por el incremento de la población. Así también, el porcentaje promedio de la fracción fina del sedimento ($< 40 \mu\text{m}$) en el 2003 (29.7 ± 22.1 %) fue mayor que el observado en 1988 (21.3 ± 16.4 %) atribuido al efecto de dilución producido por el mayor número de escurrimientos continentales asociados a intenso periodo de lluvias y tormentas, generadas por las condiciones del fenómeno de "El Niño" ocurrido en 1998.

Razones isotópicas de las fuentes de MO a la zona de estudio.

La diferencia entre el tipo de tratamiento que recibe el agua residual en las plantas de tratamiento, reflejada una diferencia entre las señales isotópicas del $\delta^{15}\text{N}$ en el MOPDAR descargado al área de estudio. La planta de tratamiento de tipo secundario Punta Banderas (PTPB = $+2.6 \pm 0.6$ ‰) tiene los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ reportados para una planta de tratamiento tipo primario (-1.1 a 2.5 ‰).

Los valores negativos o cercanos a ceros de $\delta^{15}\text{N}$ de la PTPL y de la PTPB sugieren la existencia de una fuente diferente, o en mayor proporción, rica en ^{14}N en la zona norte del área de estudio.

Razones isotópicas de los compartimentos de la MO bentónica y de los sedimentos superficiales para los muestreos de 1998 y 2003.

Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ y del $\delta^{13}\text{C}$ en la materia orgánica sedimentaria en 1998 (-21.9 ± 0.81 y 7.0 ± 0.0 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente) y en el 2003 (-24.7 ± 1.3 y 4.3 ± 1.9 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente) es el resultado de una mezcla de la MO de fuentes terrestres y marinas.

Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ y del $\delta^{13}\text{C}$ en los organismos bentónicos en ambos muestreos (1998 y 2003), se encontraron enriquecidos en comparación con los valores obtenidos en los sedimentos superficiales.

Para el muestreo de 1998, los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos bentónicos y de los sedimentos superficiales fueron de $+12.61 \pm 0.64$ ‰ para *A. urtica*, de $+9.9 \pm 0.33$ ‰ para *S. duplex* y de $+7.0 \pm 0.0$ ‰ para los sedimentos superficiales. Los valores promedio del $\delta^{13}\text{C}$ fueron 18.7 ± 2.4 ‰ para *A. urtica*, -19.5 ± 1.1 ‰ para *S. duplex* y 21.9 ± 0.81 ‰ para los sedimentos superficiales.

Para el muestreo de 2003, los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos bentónicos y de los sedimentos superficiales fueron de $+10.9 \pm 0.3$ ‰ para *S. bombix*, $+11.1 \pm 0.5$ ‰ para *S. duplex*, $+10.0 \pm 0.4$ ‰ para *P. pinnanta* y de 4.3 ± 1.9 ‰ para los sedimentos superficiales. Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ fueron de –

20.3 ± 0.6 ‰ para *S. bombix*, -20.3 ± 0.8 ‰ para *S. duplex*, -20.3 ± 0.7 ‰ para *P. pinnanta* y de 24.7 ± 1.3 ‰ para los sedimentos superficiales.

El enriquecimiento en ^{13}C de *A. urtica* respecto a *S. duplex* observado durante 1998, indica que ambas especies presentan diferencias entre sus estrategias de alimentación. *S. duplex* es un organismo depositivo superficial mientras que *A. urtica* es un organismo carroñero y suspensivo.

Las señales isotópicas en las tres especies de poliquetos analizados en el 2003 (*S. bombix*, *S. duplex* y *P. pinnanta*) indican una similitud entre las estrategias de alimentación. *S. bombix* y *P. pinnanta* son organismos suspensivos y depositivos superficiales y *S. duplex* es un organismo depositivo superficial.

Estimación de las contribuciones

Los resultados de las contribuciones obtenidas mediante la aplicación del modelo simple para 1998 y 2003, indican que las plantas de tratamiento son una fuente importante de la MO hacia los sedimentos y una fuente de la MO de menor proporción hacia la dieta de los organismos bentónicos.

Para el muestreo de 1998, la MOPDAR contribuyó en promedio entre un 33 ± 15 % (PTPL) y un 45 ± 20 % (PTPB) a los sedimentos superficiales y entre un 16 ± 11 % (PTPL) y 21 ± 15 % (PTPB) a la dieta de los organismos bentónicos.

Para el muestreo de 2003, la MOPDAR contribuyó en promedio entre un 46 y un 57 % a los sedimentos de la zona norte y entre un 31 y un 40 % a los sedimentos de la zona centro. Mientras que en los organismos de la zona norte contribuyó en promedio del 10 al 40 % a la dieta de *S. bombix*, del 5 al 33 % a la

de *S.duplex* y del 22 al 50 % a la de *P.pinnanta*. Para la zona sur, contribuyó en promedio en un 20 ± 19 % para *S.bombix*, 21 ± 0 % para *S.duplex* y 18 ± 13 % para *P.pinnanta*.

La mayor contribución de la MOPDAR en los sedimentos superficiales, comparada con aquella encontrada en los organismos bentónicos, sugiere una mayor distribución de la MOPDAR refractario que la de la MOPDAR degradable.

El aporte de la MO por la PTPL alcanzó una influencia de hasta 60 km en dirección sur del área de estudio en ambos muestreos, mientras que la influencia de la PTPB alcanzó una distancia de hasta 26 km en 1998 y de hasta 40 km en 2003. Sin embargo, los poliquetos de las estaciones más alejadas a la PTPL, pueden estar recibiendo un aporte preferentemente de la PTPB, o inclusive pueden estar siendo influenciadas por descargas clandestinas cercanas a este sitio.

En el 2003, la contribución de la MO de los arroyos a la dieta de los organismos de la zona norte fue en promedio del 2 al 10 % para *S. bombix*, del 4 al 10 % para *S. duplex* y del 2 al 10 % para *P. pinnanta*. Lo que sugiere la MO de las aguas residuales como una de las principales fuentes dominantes de la MO terrestre biológicamente biodisponible en nuestra área de estudio.

Para ambos muestreos, la fuente de la MO de mayor importancia (entre 60 y 80 % en promedio) hacia la dieta de los organismos bentónicos fue el plancton.

En el 2003, la principal fuente de la MO hacia los sedimentos superficiales de la zona norte fueron las descargas de las plantas de tratamiento ($57 \pm 14\%$ y de 46 ± 23 %), seguida por las contribuciones de los arroyos ($25 \pm 7\%$ y 28 ± 6 %)

y las contribuciones del plancton ($18 \pm 15\%$ y $25 \pm 20\%$). En cambio, en la zona centro la contribución de la MO proveniente de las aguas residuales ($44 \pm 9\%$ y $31 \pm 10\%$) fue similar a la de los arroyos ($31 \pm 15\%$ y $35 \pm 14\%$) y a la del plancton ($24 \pm 11\%$ y $33 \pm 15\%$).

Las diferencias entre las contribuciones de la MOPDAR hacia los sedimentos superficiales de la zona norte y centro observadas durante el 2003, pueden ser debidas a la mayor densidad poblacional y al mayor volumen de descarga de aguas residuales que se genera en la zona norte.

En la zona sur, no fue posible determinar las contribuciones de las fuentes consideradas, debido a la similitud de las señales isotópicas entre las fuentes y/o a la posible existencia de una fuente no considerada en el modelo.

REFERENCIAS

- Altabet MA, y Small LF. 1990. Nitrogen isotopic ratios in fecal pellets produced by marine zooplankton. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 54(1): 155-163.
- Aguilar RR. 1980. Algas bentónicas y fanerógamas del Estero de Punta Banda, Baja California durante verano y otoño. Tesis profesional. Facultad de Ciencias Marinas, UABC 43 p.
- Álvarez-Sánchez LG, Hernández R, y Durazo R. 1988. Patrones de deriva de los trazadores lagrangeanos en la Bahía de Todos Santos. *Ciencias Marinas* 14(4): 135-162.
- Andrews JE, Greenaway AM, y Dennis PF. 1998. Combined carbon isotope and C/N ratios as indicators of source and fate of organic matter in a poorly flushed, tropical estuary: Hunts bay, Kingston Harbour, Jamaica. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46: 743-756.
- Appendini ACM. 1998. Plan de manejo de la erosión costera para playas de Rosarito, Baja California, México. Tesis de Maestría en Oceanografía Costera. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Baja California, Ensenada, Baja California 123 p.
- Argote-Espinoza ML, Amador BA, y Morales C. 1975. Distribución de los parámetros salinidad, temperatura y tendencias de la circulación en la Bahía de Todos Santos, B.C. En: CICESE Depto. Oceanografía. (ed) Mem. CIBCASIO. Ensenada, Baja California, Mexico 3-30.

- Bascom W. 1964. Waves and beaches, the dynamics of ocean surface. Anchor Books Science Study Series S34. 1ra Edit., Garden City, N.Y. 267.
- Bascom W. 1982. The effects of waste disposal on the coastal waters of Southern California. *Environmental Science and Technology* 16(4): 226A-236A
- Bergamaschi BA, Tsamakis E, Keli RG, Eglinton TI, Montlucon DB, y Hedges JI. 1997. The effect of the grain size and surface area on organic matter, lignin and carbohydrate concentration, and molecular composition in Peru Margin sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61: 1247-1260.
- Batteen ML. 1997. Wind-forced modeling studies of currents, meanders, and eddies in the California Current system. *Journal of Geophysical Research* 102 (C1):985–1010.
- Camusso M, Martinotti W, Balestrini R, y Guzzi L. 1998. C and N stable isotopes and trace metals in selected organisms from the river Po delta. *Chemosphere* 37:2911-2920.
- City of San Diego. 1999. Point Loma Ocean Monitoring Program Benthic Report 1998. City of San Diego, Water Utilities Department, Metro Wastewater Division, North Harbor Drive, Suite 2001. San Diego, California. 102.
- City of San Diego. 2006. Annual Receiving Waters Monitoring Report for the Point Loma Ocean Outfall 2005. City of San Diego Ocean Monitoring Program, Metropolitan Wastewater Department Environmental Monitoring and Technical Service Division, San Diego, CA, USA.
- Coffin RB, Fry B, Peterson BJ, y Wright RT. 1989. Carbon Isotopic compositions off estuarine bacteria. *Limnology and Oceanography* 34 (7):1305-1310.

- Costello MJ, y Read P. 1994. Toxicity of sewage sludge to marine organisms; a review. *Marine Environmental Research* 37:23-46.
- Cruz-Falcón A, y Jiménez-Pérez M. 1995. Análisis de perfiles frente al rompeolas de Ensenada, B.C. *Ciencias Marinas* 21(1): 13-24.
- Dauer DM. 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* 26: 249-257.
- DeBruyn AMH, y Rasmussen JB. 2002. Quantifying assimilation of sewage-derived organic matter by riverine benthos. *Ecological Application* 12: 511-520.
- De la Lanza-Espino G. 1991. Oceanografía de los mares mexicanos. Ed. AGT, S.A., Mex.
- Delgadillo-Hinojosa F, y Orozco-Borbon MV. 1987. Bacterias patógenas en sedimentos de la Bahía de Todos Santos, Baja California. *Ciencias Marinas* 13(3): 31-38.
- DeNiro MJ, y Epstein S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42: 495-506.
- DeNiro MJ, y Epstein S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 341-351.
- Dorman CE, y Palmer DP. 1981. Southern California summer coastal upwelling. In Richards FA, ed, *Coastal upwelling*, American Geophysical union, Washington, DC., USA, pp. 44-56.
- Eganhouse RP, y Kaplan IR. 1988. Depositional History of Recent Sediments from San Pedro Shelf, California: Reconstruction using Elemental Abundance, Isotopic Composition and Molecular Markers. *Marine Chemistry* 24:163-191.

- Figueroa-González JC. 2002. Circulación superficial considerando geostrofia y la deriva de Ekman, entre Ensenada, Baja California y San Carlos, Baja California Sur, durante 1999. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California. 70.
- Forbes TL, Forbes VE, Giessing A, Hansen R, y Kure LK. 1998. Relative role of pore water versus ingested sediments in bioavailability of organic contaminants in marine sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 2453-2462.
- Fujioka RS, Hashimoto HH, Siwak EB, y Young RH. 1981. Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Applied Environmental Microbiology* 41(3):690-696.
- Gagne F, y Blaise C. 1998. Estrogenic properties of municipal and industrial wastewaters evaluated with a rapid and sensitive chemoluminescent in situ hybridization assay (CISH) in rainbow trout hepatocytes. *Aquatic Toxicology* 44:83-91.
- Gaona-Barrera JA. 1998. Patrón de circulación de sedimentos en la Bahía de Todos Santos, Baja California, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California. 54.
- Gearing JN. 1988. The use of stable isotope ratios for tracing the nearshore-offshore exchange of organic matter. In Jansson BO, ed, *Coastal-Offshore Interactions*. Springer Verlag, Berlin, Germany, pp 69-101.

- Gearing PJ, Gearing JN, Maughan JT, y Oviatt CA. 1991. Isotopic distribution of carbon from sewage sludge and eutrophication in the sediments and food web of estuarine ecosystems, *Environmental Science and Technology* 25: 295-301
- Geldrich, EE. 1978. Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. Pp. 51-97in: G. Berg (ed.), *Indicators of Viruses in Water and Food*. Ann Arbor Science Publishers. Ann Arbor. MI.
- Gonneea ME, Paytan A, y Herrera-Silveira JA. 2004. Tracing organic matter source and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 61: 211-227.
- Goñi MA, Teixeira MJ, y Perkey DW. 2003. Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyah Bay, SC, USA). *Estuarine Coastal Shelf Science* 57: 1023-1048.
- Goñi MA, Cathey MW, Kim YH, y Voulgaris G. 2005. Fluxes and sources of suspended organic matter in an estuarine turbidity maximum region during low discharge condition. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 63:683-700.
- Gormly JR, y Spalding RF. 1979. Sources and concentration of nitrate-nitrogen in ground water of central Platte region, Nebraska. *Ground Water* 17: 291-301
- Graham MC, Eavest MA, Farmer JG, Dobson J, y Falleck AE. 2001. A study of carbon and nitrogen stable isotopes and elemental ratios as a potential indicator of source and fate of OM in sediments of the Forth Estuary, Scotland. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 52: 375-380.

- Grant, SB, Sanders BF, Boehm AB, Redman JA, Kim RD, Chu AK, Gouldin M, McGee CD, Gardiner NA, Jones BH, Svejksky J, y Leipzing GV. 2001. Generation of enterococco bacteria in costal saltwater and its impact on surf zone water quality. *Environmental Science and Technology* 35: 2407-2416.
- Gray JS. 1981. The Ecology of Marine Sediments: An introduction to the structure and function of benthic communities. Cambridge, Cambridge University Press. New York. 185.
- Halliwey G, Williams RG, Vierra K, y Mooers C NK. 1983. Ocean currents. IN: Godsall FA, Williams RG. (ed). A climatology and oceanographic analysis of the California Pacific outer Continental shelf region. NOAA and U.S. Department of the Interior AA551-IA9-2, 1182.
- Heaton THE. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: A review. *Chemical Geology* 59: 87-102.
- Hedges JI, y Keil RG. 1995. Sedimentary organic matter preservation: an assessment and speculative synthesis. *Marine Chemistry* 49: 81-115.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2005. Censo de población y vivienda 2005. <http://www.inegi.com.mx>.
- Ittekkot V. 1988. Global trends in the nature of organic matter in river suspensions. *Nature* 332: 436-438.
- Jones AB, O'Donohue MJ, Udy J, y Dennison WC. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: Biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 52: 91-109.

- Keil RG, Tsamakis E, Fuh CB, Giddings JC, y Hedges JI. 1994. Mineralogical and textural controls on the organic composition of coastal marine sediments: hidrodynamic separation using splitt-fractionation. *Geochimical et Cosmochimica Acta* 58(2): 879-893.
- Kwak TJ, y Zedler JB. 1997. Food web analysis of southern California coastal wetlands using multiple stable isotopes. *Oecologia* 110: 262-277.
- Lee BG, Griscom SB, Lee JS, Choi HJ, Koh CH, Luoma SN, y Fisher NS. 2000. Influences of dietay uptake and reactivess sulfides on metal bioavailability from aquatic sediments. *Science* 287: 282-284.
- Lee Van Dover C, Grassle JF, Fry B, Garritt RH, y Starczak VR. 1992. Stable isotope evidence of entry of sewage derived material into a deep-sea food web. *Nature* 360: 156-155.
- Loc'h FL, y Hily C. 2005. Stable carbon and nitrogen isotope analysis of *Nephrops norvegicus*/*Merluccius merluccius* fishing grounds in the Bay of Biscay (Northeast Atlantic). *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences* 62(1):123-132.
- Liu KK, y Kaplan IR. 1989. The eastern tropical Pacific as a source of ¹⁵N-enriched nitrate in seawater off southern California. *Limnology and Oceanography* 34: 820-830.
- Lizarraga-Arciniega JR. 2005. Cambios espacio temporales de playa de Rosarito, Baja California, Mexico. Tesis doctoral en Oceanografía Costera. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Baja California, Ensenada, Baja California. 159 p.

- Long S, Hayden E, Smith V, Ryan T, Pollard D, y Cunningham J. 1998. An overview of the Irish marine monitoring programme. *Radiation Protection Dosimetry* 75: 33-38.
- Lukenbach MW, Douglas VH, y Zobrist EC. 1988. Sediments transport, biotic modifications and selection of grain size in a surface deposit-feeder. *Estuaries* 11(2): 134-139.
- Lynn RJ, Blis RA, y Eber LE. 1982. Vertical and horizontal distribution of seasonal mean temperature, salinity, sigma-t, stability, dynamic height, oxygen and oxygen saturation in the California Current. *CalCOFI Atlas*. 30: 1-153.
- Lynn RJ, Baumgartner TR, Garcia J, Collins C, Hayward TL, Hyrenbach KD, Mantyla AW, Murphere T, Shankle FB, Schwing FB, Sakuma KM, y Tegner MJ. 1998. The state of California Current, 1997-1998: transition to El Niño conditions. *Calif Coop Ocean Fish Investig Rep* 39:25-49.
- Macías-Zamora JV. 1996. Hydrocarbons in recent marine sediments off the coast de Baja California. *Environmental Pollution* 92, 45-53
- Macías-Zamora JV, Mendoza-Vega E, y Villaescusa-Celaya JA. 2002. PAHs composition of surface marine sediments: a comparison to potential local sources in Todos Santos Bay, B.C., Mexico. *Chemosphere* 46:459-468.
- Macías-Zamora JV, y Ramírez-Álvarez N. 2004. Tracing sewage pollution using linear alkylbenzenes (LABs) in surface sediments at the south end of the Southern California Bight. *Environmental Pollution* 130:229-238.

- Mayer LM. 1994. Surface area control of organic carbon accumulation in continental shelf sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58(4): 1271-1284.
- MacClelland JW, Valiela I, y Michener RH. 1997. Nitrogen-stable isotopes signature in estuarine food webs: a record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography* 42: 930-937.
- MacClelland JW, y Valiela I. 1998. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived source. *Limnology and Oceanography* 43: 577-585.
- McVeety BD, y Hites RA. 1988. Atmospheric deposition of PAH to water surfaces: a mass balance approach. *Atmospheric Environmental* 22: 511-536.
- McCutchan JH Jr, Lewis WM Jr, Kendall C, y McGrath CC. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* 102: 378-390.
- MacRae C, Sun CG, Snape CE, Fallick AE, y Taylor D. 1999. $\delta^{13}\text{C}$ values of coal-derived PAH's from different processes and their application to source apportionment. *Organic Geochemistry* 30: 881-889.
- MacRae C, Love GD, Murray IP, Snape CE, y Fallick AE. 1996. Potential of gas chromatography isotope ratios mass spectrometry to sources polycyclic aromatic hydrocarbon emissions. *Analytical Communications* 33: 331-333.
- Middelburg JJ. 1989. A simple rate model for organic matter decomposition in marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 53: 1577-1581.

- Middelburg JJ, y Nieuwenhuize J. 1998. Carbon and nitrogen isotopes in suspended matter and sediments from the Schelde Estuary. *Marine Chemistry* 60: 217-225.
- Mugan TJ. 1996. Quantification of total mercury discharges from publicly owned treatment works to Wisconsin surface water. *Water Environmental Research* 68:229-234.
- Muñoz-Palacios LE. El sistema bentónico sublitoral en las costas del Pacifico Norte: Campañas TOES (febrero, 1987). Tesis de maestría. CICESE. 135
- Myers EP. 1974. The concentration and isotopic composition of carbon in marine sediments affected by a sewage discharge. PhD thesis. California Institute of Technology, Pasadena, CA, USA.
- National Research Council (NCR). 1990. Monitoring Southern California's CI Waters. Ed. National Academy Press. 154
- Noble RT, Dorsey JH, Leecaster M, Orozco-Borbón MV, Reid D, Schiff K, y Weisberg SB. 2000. A Regional Survey of the Microbiological Water Quality along the Shoreline of the Southern California Bight. *Environmental Monitoring and Assessment* 64(1): 435-447.
- Noble RJ, Rechel T, Weisberg SB, Leecaster MK, McGee CD, Dorsey JH, Vainik P, y Orozco-Borbon V. 2003. Storm effects on regional beach water quality along the southern California shoreline. *Journal of Water and Health* 1: 23-31.
- Oey LY. 1999. A forcing mechanism for the poleward flow off the southern California coast. *Journal Geophysical Research* 104:13,529-13,539.

- O'Malley VP, Abrajano JR TA, y Hellou J. 1994. Determination of the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios of individual PAH from environmental samples: can PAH sources be apportioned? *Organic Geochemistry* 21(6/7): 809-822.
- Orozco-Borbón MV,, y Sañudo-Wilhelmy SA. 1988. Estudio de coniformes estreptococos y bacterias patógenas a lo largo de la costa de Baja California. *Ciencias Marinas* 14(3): 1-8.
- Orozco-Borbón MV, Rico-Mora R, Weisberg SB, Noble RT Dorsey JH, Leecaster MK, y McGee CD. 2006. Bacteriological water quality along the Tijuana–Ensenada, Baja California, México shoreline. *Marine Pollution Bulletin* 52(10): 1190-1196.
- Palacios-Robles. 1993. Distribución de foraminíferos bentónicos en la región NW de la plataforma continental de Baja California, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California. 66.
- Pérez-Higuera R y Chee-Barragán A. 1984. Transporte de sedimentos en la Bahía de Todos Santos, Baja California. *Ciencias Marinas* 10(3): 31-52.
- Pérez-Peña M. 1994. El sistema bentónico sublitoral en la costa norte del Pacífico México- E.U.A: Campana ECOBAC III 0690. CICESE. Tesis de maestría. 89.
- Peters KE, Sweeney RE, y Kaplan IR. 1978. Correlation of carbon and nitrogen isotope ratios in sedimentary organic matter. *Limnology Oceanography* 23: 598-604.

- Pettibone GW, Sullivan SA, y Shiaris MP. 1987. Comparative survival of antibiotic-resistant and -sensitive fecal indicator bacteria in estuarine water. *Applied Environmental Microbiology* 3(6): 1241–1245.
- Pham TT, Proulx S, Brochu C, y Moore S. 1999. Composition of PCBs and PAHs in the Montreal Urban Community wastewater and in the surface water of the St. Lawrence River (Canada). *Water, Air, and Soil Pollution* 111: 251-270.
- Phillips DL. 2001. Mixing models in analyses of diet using multiple stable isotopes: a critique. *Oecologia* 127: 166-170.
- Piola RF, Moore SK, y Suthers IM. 2006. Carbon and nitrogen stable isotope analysis of three types of oyster tissue in an impacted estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66: 255-266.
- Probert PK, Read GB, Grove SL, y Rowden AA. 2001. Macrobenthic polychaete assemblages of the continental shelf and upper slope off the coast of the South Island, New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research* 35:971-984.
- Ramírez-Álvarez N. 2000. Distribución de los alquil benceno lineales (ABL), trazadores de aguas residuales en sedimentos recientes de la frontera México- E.U.A a Punta Banda, Ensenada, Baja California, México. Tesis de maestría en Oceanografía Costera. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Baja California, Ensenada, Baja California. 76 p.
- Rau GH, Sweeney RE, y Kaplan IR. 1982. Plankton $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ ratio changes with latitude: differences between northern and southern oceans. *Deep-Sea Research* 29: 1035-1039.

- Reid JL Jr, Schuartzlose RA y Brown DM. 1963. Direct measurements of a small surface Eddy off northern Baja California. *Journal Marine Research*. 21:205-218.
- Rodríguez-Villanueva LV. 1997. Estudio de la comunidad de anélidos poliquetos de la Bahía de Todos Santos, Ensenada, Baja California, México. CICESE. Tesis de maestría
- Rodríguez-Villanueva LV, Martínez-Lara R, y Macías-Zamora JV. 2003. Polychaete community structure of the northwestern coast of Mexico: patterns of abundance and distribution. *Hydrobiologia* 496: 385-399.
- Romero-Vargas Márquez I. 1995. Metales pesados y su fraccionación química en la Bahía de Todos Santos, México. Tesis de Maestría en Oceanografía Costera. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B.C. México. 86.
- San Diego Country. 2005. Beach water quality contamination events and days posted for beach within San Diego Country California, USA. Beach Closure & Advisory Report.
- Schiff KC, Allen MJ, Zeng EY, y Bay SM. 2000. Southern California. *Marine Pollution Bulletin* 41: 76-93.
- Schiff K, y Kinney P. 2001. Tracking sources of bacterial contamination in stormwater discharges from Mission Bay, California. *Water Environment Research* 73:534-542
- Schwarcz HP. 1991. Some theoretical aspects of isotope paleodiet studies. *Journal of Archaeological Science* 18: 261-275.

- Scrimshaw MD, y Lester JN. 1995. Organochlorine contamination in sediments of the Inner Thames Estuary. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management* 9:519-525.
- Secretaría de Marina. 1974. Estudio geográfico de la región de Ensenada, Baja California, México. Dirección General de Señalamiento Marítimo. México. 462.
- Seymour RJ, Strange III RR, Cayan DR, y Nathan RA. 1984. Influence of El Niño on California's wave climate. Proc. 19th Coastal Engineering Conference. Edge, Billy. (ed): 577-592.
- Sigleo AC, y Macko SA. 2002. Carbon and nitrogen isotopes in suspended particles and colloids, Chesapeake and San Francisco Estuaries, U.S.A. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 54: 701-711
- Soto B, MGL. 1990. Series de tiempo de nutrientes en canales de inundación de marismas en el Estero de Punta Banda. Tesis profesional. Facultad de Ciencias Marinas, UABC. 63 p.
- Southern California Coastal Water Research Project (1992) Surface Runoff in the Southern California Bight. Annual Report 1990-1991 and 1991-1992.
- Spies R. 1984. Benthic-pelagic coupling in sewage-affected marine sediments. *Marine Environmental Research* 13: 195-230.
- Spies RB, Kruger H, Ireland R, and Rice DW. 1989. Stable isotope ratios and contaminant concentration in a sewage-distorted food web. *Marine Ecology Progress Series* 54: 157-170

- Stevens DL Jr. 1997. Variable density grid-based sampling designs for continuous spatial populations. *Environmetrics* 8:167-195.
- Surbeck CQ, Jiang SC, Ahn JH, y Grant SB. 2006. Flow fingerprinting fecal pollution and suspended solids in stormwater runoff from an urban coastal watershed. *Environmental Science and Technology* 40: 4435-4441.
- Sweeney RE, Kalil EK, y Kaplan IR. 1980. Characterization of domestic and industrial sewage in Southern California coastal sediments using nitrogen, carbon, sulphur and uranium tracers. *Marine Environmental Research* 3: 225-243.
- Sweeney RE, y Kaplan IR. 1980. Natural abundances of ^{15}N as a source indicator for near-shore marine sedimentary and dissolved nitrogen. *Marine Chemistry* 9: 81-94.
- Thimsen CA, y Keil RG. 1998. Potencial interaction between sedimentary dissolved organic matter and mineral surface. *Marine Chemistry* 62: 65-76.
- Thornton SF, y McManus J. 1994. Application of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: Evidence from the Tay Estuary, Scotland. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 38: 219-233.
- Tran K, Yu CC, y Zeng E. 1997. Organic pollutants in the coastal environment off San Diego, California. 2. Petrogenic and biogenic sources of aliphatic hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:189-195.

- Van Dover CL, Grassle JF, Fry B, Garritt RH, y Starczak R. 1992. Stable isotope evidence for entry of sewage-derived organic material into a deep-sea food web. *Nature* 360:153-155.
- Waldron S, Tatner P, y Arnott C. 2001. The impact of sewage discharge in a marine embayment: A stable isotope reconnaissance. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 52: 111-115.
- Wang WX, y Fisher NS. 1999. Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates. *Science of Total Environment* 238: 459-472.
- White PA, Rasmussen JB, y Blaise C. 1998. Genotoxic substances in the St. Lawrence system I: industrial genotoxins sorbed to particulate matter in the St. Lawrence, St. Maurice, and Saguenay Rivers, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 286-303.
- Wooster WS y Jones JH. 1970. California undercurrent off northern Baja California. *Journal Marine Research*. 28(2): 235-250.
- Wu JP, Calvert SE, y Wong CS. 1999. Carbon and nitrogen isotope ratios in sedimenting particulate organic matter at an upwelling site off Vancouver Island. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 48: 193-203.
- www.bajacalifornia.gob.mx/ecologia/problemas/region_tijuanapunta.htm

APENDICE 1.- Datos texturales de los sedimentos superficiales de las estaciones muestreadas de 1998.

Estaciones	<4 μm	<16 μm	<40 μm	<63 μm	CO	N	C/N
1	1.8	4.7	7.5	9.3	0.1	0.020	2.6
3	0.4	0.8	3.2	13.1	0.1	0.024	4.4
5	5.6	16.3	26.7	37.4	0.4	0.046	7.7
6	3.0	8.6	12.6	16.2	0.2	0.024	7.2
7	0.8	2.5	3.7	4.6	0.1	0.018	2.7
8	2.4	6.4	9.4	13.2	0.3	0.025	10.5
9	0.1	1.1	1.4	2.8	0.1	0.020	6.5
10	0.1	0.6	0.9	1.2	0.1	0.020	4.7
11	1.4	3.6	5.0	5.8	0.3	0.021	12.9
12	3.5	9.8	23.3	46.5	0.4	0.035	10.8
13	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.015	4.8
15	0.4	1.6	2.3	2.8	0.1	0.019	4.0
16	0.8	2.3	4.9	11.5	0.1	0.023	4.3
17	0.0	0.1	0.6	5.6	0.1	0.019	4.3
18	2.9	8.1	14.1	23.7	0.3	0.026	10.9
19	4.6	12.9	32.1	62.1	0.6	0.048	13.0
20	3.6	10.5	18.8	29.6	0.3	0.033	8.1
21	6.7	17.7	27.8	37.6	0.3	0.032	8.7
23	4.6	13.3	25.1	40.6	0.3	0.024	10.7
24	4.1	11.8	25.8	48.0	0.4	0.031	11.3
25	0.0	0.1	1.0	5.7	0.1	0.021	5.8
26	0.0	0.1	0.5	3.0	0.1	0.020	3.9
27	5.5	15.5	33.8	61.7	0.5	0.040	12.1
28	1.8	3.4	4.7	6.6	0.2	0.029	5.8
29	6.6	16.9	26.8	37.8	0.5	0.047	10.7
30	6.5	18.4	34.8	58.8	0.6	0.043	12.8
31	5.3	16.4	39.1	65.3	0.9	0.057	15.5
32	6.4	21.5	46.2	67.4	1.0	0.068	14.9
38	1.7	3.7	6.7	15.4	0.2	0.024	6.9
39	3.6	10.1	18.6	31.2	0.4	0.069	6.4
40	4.7	12.3	31.4	57.9	0.4	0.069	5.6
41	6.2	17.8	36.6	57.0	0.4	0.072	5.6
42	6.6	17.9	43.0	66.0	0.6	0.063	10.1
43	2.2	5.1	10.6	24.4	0.2	0.040	4.4
44	6.8	21.7	43.8	62.3	1.1	0.154	7.4
45	3.5	8.0	16.8	38.2	0.3	0.139	2.1
46	8.7	29.5	74.5	97.3	1.4	0.179	7.7
47	3.6	9.2	21.2	44.5	0.4	0.061	6.0

48	3.9	10.8	26.8	52.5	0.5	0.074	6.2
50	5.2	17.2	35.5	49.8	0.9	0.041	22.4
51	3.6	11.1	27.8	45.4	1.5	0.120	12.4
52	8.0	21.6	34.6	45.0	0.1	0.035	4.2
53	7.5	22.0	45.5	77.7	0.5	0.080	6.2
54	0.0	0.1	0.3	1.7	0.1	0.028	3.5
55	3.6	10.7	18.3	29.0	0.5	0.095	5.6
56	3.4	10.7	19.2	28.2	0.6	0.113	5.5
76	3.0	8.6	22.7	49.6	0.4	0.065	6.4
78	5.4	18.2	44.1		0.6	0.099	6.0
79	5.1	15.5	39.7	77.3	0.4	0.060	6.0
80	0.5	1.8	4.3	14.6	0.2	0.039	4.5
81	1.7	5.0	10.8	27.6	0.2	0.040	5.9
82	4.7	17.1	41.1	61.0	1.4	0.208	6.7
84	7.1	20.7	31.4	39.0	0.3	0.112	2.7
85	4.9	17.0	33.1	44.5	0.5	0.110	4.8
86	7.3	22.1	35.4	48.3	0.192	0.037	5.2
88	1.1	3.0	6.1	12.0	0.134	0.039	3.4
92	0.1	1.0	2.0	3.7	0.148	0.031	4.7

APENDICE 2.- Datos texturales de los sedimentos superficiales de las estaciones muestreadas del 2003.

estacion	<4 μm	<16 μm	<40 μm	<63 μm	CO	NT	C/N
2	0.8	3.3	5.8	7.2	0.07	0.04	1.76
3	0.1	1.5	2.9	3.7	0.04	0.06	0.76
4	1.8	5.2	8.2	12.1	0.10	0.06	1.76
5	4.8	17.0	28.2	39.1	0.57	0.11	5.21
6	4.9	17.4	34.9	53.1	0.83	0.13	6.55
7	0.1	0.7	1.8	3.6	0.09	0.05	1.79
8	0.0	0.7	1.6	2.4	0.08	0.05	1.59
9	0.1	1.5	3.0	3.9	0.05	0.06	0.98
10	1.2	4.2	6.3	7.1	0.08	0.05	1.50
11	0.0	0.1	0.5	1.3	0.09	0.06	1.47
12	0.1	0.7	1.5	2.1	0.07	0.05	1.33
16	4.4	14.5	35.6	67.7	0.71	0.11	6.31
17	4.3	13.7	36.9	73.4	0.57	0.12	4.90
18	4.9	16.4	31.6	48.0	0.61	0.12	4.94
20	2.4	7.9	15.2	26.4	0.25	0.08	3.28
21	0.4	1.4	3.6	9.8	0.17	0.06	2.66
22	0.0	0.7	2.2	6.7	0.10	0.06	1.80
23	4.0	13.5	30.4	51.2	0.60	0.07	8.45
24	1.2	3.7	6.1	9.0	0.17	0.12	1.44
25	4.0	12.8	20.4	25.9	0.38	0.11	3.40
26	4.6	15.7	32.5	51.6	0.57	0.12	4.91
28	1.4	3.8	6.8	10.7	0.15	0.06	2.44
32	3.9	12.9	28.1	47.9	0.41	0.10	4.19
33	3.3	9.6	24.0	50.4	0.38	0.09	4.27
34	6.8	19.7	32.1	42.4	0.72	0.15	4.92
35	4.0	13.5	30.8	53.1	0.50	0.11	4.60
36	4.7	16.4	39.7	66.5	0.86	0.15	5.86
38	7.3	31.3	59.5	74.0	2.44	0.31	7.81
39	6.3	23.8	51.1	72.5	1.35	0.20	6.75
40	2.6	8.0	15.6	27.2	0.41	0.10	4.26
41	5.2	16.2	36.4	59.6	0.69	0.12	5.62
42	4.4	15.0	29.1	43.8	0.83	0.11	7.78
43	5.1	17.0	35.8	55.5	0.63	0.11	5.64
44	5.7	19.7	36.5	51.7	0.95	0.16	6.06
45	7.0	28.0	62.8	81.4	2.24	0.31	7.20
46	9.8	42.0	87.3	98.5	2.79	0.35	7.88
47	8.6	39.3	77.6	92.5	2.29	0.31	7.33
48	7.7	33.5	67.0	82.0	1.92	0.29	6.58
49	7.1	29.9	64.2	83.4	1.82	0.24	7.48
50	6.8	27.0	56.5	73.8	1.76	0.25	7.07
51	7.5	28.8	58.8	80.3	1.32	0.21	6.21

52	5.4	16.8	38.4	61.4	0.53	0.11	4.69
54	2.5	7.2	16.5	37.5	0.27	0.08	3.24
55	2.6	7.4	16.3	34.6	0.33	0.09	3.87
57	4.1	15.5	33.8	51.5	0.94	0.15	6.41
58	1.4	4.8	11.0	21.7	0.65	0.14	4.64
59	6.3	24.5	50.2	66.5	1.72	0.26	6.67
60	5.0	18.4	37.0	51.1	1.21	0.23	5.32
61	4.2	14.4	27.5	42.6	0.75	0.12	6.20
62	7.1	27.8	55.8	73.5	1.69	0.23	7.40
63	2.2	7.1	12.7	21.9	0.37	0.11	3.47
65	5.1	18.3	35.2	48.8	0.59	0.13	4.54
64	6.0	22.3	47.6	67.1	1.76	0.28	6.32
66	5.8	22.4	49.0	65.6	2.20	0.36	6.08
67	5.0	16.8	30.7	43.9	0.59	0.13	4.65
69	6.2	21.3	37.3	50.4	0.59	0.12	4.76
70	6.5	24.7	50.4	67.4	2.15	0.31	6.95
73	4.3	14.8	32.7	54.5	0.76	0.12	6.25
74	4.4	15.6	34.4	56.8	0.54	0.10	5.21
75	4.8	17.9	35.1	53.3	0.55	0.11	5.04
78	2.9	9.2	14.9	22.4	0.45	0.08	5.40
81	1.3	2.9	3.8	4.5	0.21	0.05	4.02
82	4.5	14.7	24.9	29.4	0.07	0.01	10.43
83	3.4	9.9	16.4	18.6	0.08	0.002	38.00
84	1.9	4.8	7.4	10.5	0.18	0.01	16.18
86	0.0	0.7	1.8	3.1	0.06	0.02	2.78
87	5.4	20.3	49.4	75.9	1.10	0.14	8.05
89	5.4	21.8	54.9	75.4	1.55	0.19	7.96
93	6.0	23.4	49.1	66.0	0.80	0.10	7.83
94	4.6	17.9	50.9	79.6	0.86	0.11	8.12
95	0.8	2.3	5.0	14.4	0.25	0.01	19.38
96	3.6	13.6	28.4	47.9	0.49	0.06	8.95
97	1.8	5.0	8.7	18.1	0.29	0.03	9.73
98	2.3	7.3	13.6	26.8	0.36	0.05	7.29
99	1.7	5.4	8.9	12.4	0.15	0.03	5.77
100	1.3	4.2	8.3	17.3	0.217	0.02	9.41
101	2.2	8.1	29.0	52.9	0.38	0.06	6.86
102r	3.5	11.3	28.5	47.1	0.52	0.07	7.12
F10	10.3	37.8	65.6	78.5	1.75	0.23	7.54
F11	11.6	42.3	71.6	84.1	1.57	0.20	7.76
F12	1.2	3.0	4.9	7.3	0.18	0.03	7.04
F14	15.4	56.6	87.8	95.8	1.95	0.20	10.01
F15	13.4	40.6	62.9	73.3	0.65	0.06	10.75
F16	1.8	3.9	7.9	18.9	0.13	0.07	1.97
F17	4.0	12.3	33.0	55.4	0.27	0.062	4.27
F18	1.9	3.7	8.8	26.4	0.1	0.051	1.96
F19	0.0	0.3	1.2	3.2	0.11	0.062	1.76
F20	0.1	0.9	2.4	5.2	0.12	0.071	1.69

F21	0.0	0.1	1.3	4.0	0.26	0.011	23.82
F23	4.7	18.1	29.1	35.9	0.41	0.051	8.04
F24	9.3	34.9	59.3	72.3	1.00	0.146	6.86

APENDICE 3.-Tabla. Estimación de las proporciones de las tres fuentes a la nutrición de los poliquetos de las estaciones de la zona norte del muestreo 2003.

Estación	Contribución Planta de tratamiento (%)	Contribución Plancton (%)	Contribución Terrigeno (%)
<i>S. bómbox</i>			
E3	39 (6)	61 (83)	-1 (11)
E4	44 (10)	62 (84)	-6 (5)
E7	40 (8)	60 (81)	0 (11)
E8	37 (6)	57 (76)	7 (17)
E10	44 (13)	57 (78)	-1 (9)
E12	36 (2)	62 (84)	2 (14)
E20	38 (6)	60 (81)	2 (13)
E21	56 (25)	56 (76)	-12 (-2)
E22	50 (17)	60 (81)	-10 (1)
E24	32 (-2)	64 (86)	4 (16)
E28	35 (2)	62 (84)	2 (14)
<i>S. duplex</i>			
E17	29 (-2)	58 (79)	13 (23)
E21	42 (6)	68 (91)	-10 (3)
E22	42 (4)	71 (95)	-12 (1)
E23	38 (6)	60 (82)	1(13)
<i>P.pinnanta</i>			
E20	48 (22)	47 (64)	5 (14)
E23	54 (29)	46 (62)	1 (9)
E38	45 (14)	58 (78)	-3 (8)

Los porcentajes en color negro consideraron los valores -21 ‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y de +12.5 para el $\delta^{15}\text{N}$ del zooplancton obtenidos en este estudio. Los porcentajes en color azul consideraron plancton -20.3 ‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y +8.9 ‰ para $\delta^{15}\text{N}$ tomados de Rau *et al.*, 1982.