

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
IZTAPALAPA

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN SEDIMENTOS RECIENTES Y MOLUSCOS (BIVALVOS) EN EL SISTEMA LAGUNAR LA GRANDE-LA CHICA, VERACRUZ, MÉXICO

TESIS

Que para obtener al Grado de:

MAESTRA EN BIOLOGÍA

Presenta

BALBINA ANGÉLICA MÉNDEZ MONTAÑO

México, D.F., a 20 de abril del 2012



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
IZTAPALAPA

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN SEDIMENTOS RECIENTES Y MOLUSCOS (BIVALVOS) EN EL SISTEMA LAGUNAR LA GRANDE-LA CHICA, VERACRUZ, MÉXICO

TESIS

ALUMNA:

Balbina Angélica Méndez Montaño

COMITÉ TUTORAL:

Directora

Dra. Laura Georgina Calva Benítez

Asesoras

Dra. María Guadalupe Ponce Vélez

Dra. Mónica A. Meráz Rodríguez

LA "MAESTRÍA EN BIOLOGÍA" DE LA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA - IZTAPALAPA
PERTENECE AL PADRÓN DE POSGRADOS
DE EXCELENCIA DEL CONACyT.

México, creo en ti, como en el vértice de un juramento.
Tú hueles a tragedia, tierra mía, y sin embargo ríes demasiado,
acaso porque sabes que la risa es la envoltura de un dolor callado.

México, creo en ti, sin que te represente en una forma
porque te llevo dentro, sin que sepa lo que tú eres en mí;
pero presiento que mucho te pareces a mi alma,
que sé que existe, pero no la veo.

•••

México, creo en ti, sin preocuparme el oro de tu entraña:
es bastante la vida de tu barro que refresca lo claro de las aguas
en el jarro que llora por los poros la opresión de la carne de tu raza.

México, creo en ti,
porque creyendo te me vuelves ansia
y castidad y celo y esperanza.
Si yo conozco el cielo, es por tu cielo,
si conozco el dolor, es por tus lágrimas
que están en mí aprendiendo a ser lloradas.

•••

México, creo en ti,
porque nací de ti, como la flama
es compendio del fuego y de la brasa;
porque me puse a meditar que existes
en el sueño y materia que me forman
y en el delirio de escalar montañas.

•••

México, creo en ti,
como creo en los clavos que te sangran,
en las espinas que hay en tu corona,
y en el mar que te aprieta la cintura
para que tomes en la forma humana
hechura de sirena en las espumas.

México, creo en ti,
porque si no creyera que eres mío
el propio corazón me lo gritara
y te arrebataría con mis brazos
a todo intento de volverte ajeno
sintiendo que a mí mismo me salvava.

Ricardo López Méndez

DEDICATORIA

A la persona que me ha inculcado el sentido del esfuerzo, responsabilidad y sacrificio, por todas las noches de desbelo, los consejos y regaños, pero sobre todo por tu cariño, dedicación y paciencia “Te amo mamá”.

A mi hermano Javier, que aunque lejos con tanto amor las distancias no se sienten y a ti Leticia “mi inseparable hermana”, gracias por siempre apoyarme y creer en mí.

A Hugo, por ayudarme a valorar lo realmente importante en la vida, por ser como eres y por tener la fortuna de compartir mi vida contigo.

A mi pequeña Shaylee, tu sonrisa ilumina mi vida.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa, la cual otorgó el apoyo financiero para el proyecto divisional “Diagnosis Ecológica de los Humedales Costeros de la Región Centro-Norte del Estado de Veracruz” (Departamento de Hidrobiología CBS-UAMI, Bienos 2007-2009). Proyecto del cual se destino parte del presupuesto para la realización del presente estudio.

Al Laboratorio de Ecosistemas Costeros de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa por el apoyo en las actividades de campo y laboratorio para la realización del presente proyecto.

De manera muy especial a la Dra. Laura Georgina Calva Benítez, por su tiempo, dedicación y sobre todo apoyo y estimulo tanto profesional para la realización de este estudio como personal para mi crecimiento académico.

También se agradece:

A la Dra. María Guadalupe Ponce Vélez, por su apoyo en el procesamiento de las muestras de moluscos (bivalvos) y por sus aportes y comentarios constructivos para el entendimiento y comunicación de los resultados.

A la Dra. Mónica A. Meráz Rodríguez, por su atención y tiempo dedicado durante la revisión de este trabajo.

A la Dra. María del Rocío Torres Alvarado, por todos sus comentarios, sugerencias y apoyo en la realización de esta tesis.

Al Dr. Everardo Barba Macías, por aceptar ser parte del jurado y por el tiempo dedicado en la revisión de esta tesis.

A los compañeros del Laboratorio, muy en especial al M. en B. Juan Carlos Toledo, por su apoyo en el análisis de muestras, así como por sus valiosos comentarios; al M. en B. Juan Juárez Flores por sus consejos y apoyo; a Angeles Mecalco Hernandez, Ricardo Herrera Moro-Chao y Francisco Varona Cordero por su ayuda y colaboración en campo, así como por sus criticas y sugerencias en la realización de este trabajo.

El jurado designado por la

División de Ciencias Biológicas y de la Salud

de la Unidad Iztapalapa

aprobó la tesis que presentó

BALBINA ANGÉLICA MÉNDEZ MONTAÑO

El día 20 de abril del año 2012

Dra. María del Rocío Torres Alvarado	**Presidenta**	_____
Dra. Laura Georgina Calva Benítez	**Secretaria**	_____
Dra. María Guadalupe Ponce Vélez	**Vocal**	_____
Dr. Everardo Barba Macías	**Vocal**	_____

CONTENIDO

DEDICATORIA III

AGRADECIMIENTOS IV

JURADO VI

ÍNDICE DE FIGURAS IX

ÍNDICE DE TABLAS XI

RESUMEN 1

ABSTRACT 2

INTRODUCCIÓN 3

MARCO TEORÍCO 5

GENERALIDADES DE LOS HÍDROCARBUROS FÓSILES 5

ORIGEN Y FUENTES DE HIDROCARBUROS 8

COMPORTAMIENTO DE LOS HAP EN LOS SISTEMAS ACUÁTICOS 10

ORGANISMOS DE ESTUDIO 14

GENERALIDADES DE LOS MOLUSCOS BIVALVOS 14

SISTEMÁTICA 15

BIOLOGÍA DEL OSTIÓN 17

BIOLOGÍA DEL MEJILLÓN 22

ANTECEDENTES 26

JUSTIFICACIÓN 27

HIPOTESIS 28

GENERAL 28

PARTICULARES 28

OBJETIVOS 29

GENERAL 29

PARTICULARES 29

ANTECEDENTES 30

METODOLOGÍA 34

MUESTREO 34

METODOS ANALÍTICOS 36

SEDIMENTOS 36

BIVALVOS 38

CUANTIFICACIÓN DE LOS HAP 40

ANALISÍS EXPLORATORÍO DE DATOS 41

RESULTADOS Y DISCUSIÓN 42

AGUA 42

PROFUNDIDAD Y TRANSPARENCIA 43

TEMPERATURA Y SALINIDAD 45

OXÍGENO DISUELTO 51

pH 54

SEDIMENTOS 58

TEXTURA Y CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO 58

HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLÍCOS 72

BIVALVOS 91

DATOS MORFOMÉTRICOS Y COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LOS BIVALVOS 91

BIOACUMULACIÓN DE HAP EN TEJIDOS DE BIVALVOS 100

CONCLUSIONES 120

REFERENCIAS 123

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Fórmula estructural de los dieciseis HAP prioritarios.	7
Figura 2.	Movilidad ambiental y procesos de intemperización y/o degradación de los hidrocarburos	11
Figura 3.	Ostión americano *(Crassostrea virginica*).	16
Figura 4.	Ostión de mangle (*Crassostrea rhizophorae*).	16
Figura 5.	Mejillón (*Brachidontes exustus*).	17
Figura 6.	Anatomía externa e interna del ostión.	18
Figura 7.	Diagrama del ciclo de vida del ostión.	21
Figura 8.	Anatomía del mejillón.	23
Figura 9.	Ciclo de vida del mejillón.	25
Figura 10.	Sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México.	30
Figura 11.	Ríos que desembocan en el Sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México.	31
Figura 12.	Localización geográfica de las estaciones de muestreo en el Sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México.	35
Figura 13.	Variación temporal de la profundidad y transparencia en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.	44
Figura 14.	Variación temporal de la temperatura del agua en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.	45
Figura 15.	Variación temporal de la salinidad en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.	48
Figura 16.	Variación temporal del oxígeno disuelto en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.	53

Figura 17. Variación temporal del pH en el Sistema lagunar La Grande-La Chica. 56
Figura 18. Distribución espacio-temporal de arcillas, limos y arenas en los sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. 60
Figura 19. Variación temporal de carbono orgánico en sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. 64
Figura 20. Distribución espacio-temporal de carbono orgánico en el Sistema lagunar La Grande-La Chica. 65
Figura 21. Correlación entre el carbono orgánico y el contenido de limo-arcilla (a) y arenas (b) en los sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. 67
Figura 22. Concentración promedio de HAP en sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. 72
Figura 23. Correlación entre los HAP totales y el carbono orgánico en sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. 75
Figura 24. Variación estacional de los HAP en sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. 76
Figura 25. Concentración estacional de HAP de bajo peso molecular (HBPM) y alto peso molecular (HAPM) en sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. 78
Figura 26. Comportamiento espacio-temporal de HAP por número de anillos en bivalvos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. 107

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). 6

Tabla 2. Zonas y periodos de reproducción del ostión (*Crassostrea virginica*) en el Golfo de México. 22

Tabla 3. Localización geográfica de las estaciones de muestreo en el Sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México. 34

Tabla 4. Valores de los parámetros físico-químicos por temporada en el sistema lagunar La Grande-La Chica (promedio y desviación estándar). 42

Tabla 5. Resumen estadístico del análisis textural de los sedimentos en época de lluvias, secas y nortes en el Sistema lagunar La Grande-La Chica. 59

Tabla 6. Carbono orgánico promedio en algunas lagunas costeras mexicanas. 71

Tabla 7. Relaciones diagnósticas aplicadas para distinguir las posibles fuentes de HAP en sedimentos. 81

Tabla 8. Valores críticos de HAP para sedimentos (ngg^{-1}, PS). 84

Tabla 9. Niveles de contaminación espacio-temporal en el Sistema lagunar La Grande-La Chica. 87

Tabla 10. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en sedimentos costeros y marinos del Golfo de México y Caribe Mexicano (ngg^{-1}). 90

Tabla 11. Caracteres morfométricos de *Crassostrea virginica.* 91

Tabla 12. Caracteres morfométricos de *Crassostrea rhizophorae.* 92

Tabla 13. Caracteres morfométricos de *Brachidontes exustus.* 93

Tabla 14. Contenido estacional de agua, grasa y cenizas en bivalvos del 96

Sistema lagunar La Grande-La Chica.

Tabla 15. Comparación de la composición química promedio de los bivalvos analizados con otros estudios. 97

Tabla 16. Concentración espacio-temporal de HAP (ngg^{-1}) en moluscos bivalvos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. 101

Tabla 17. Índices de origen de los HAP en moluscos bivalvos. 109

Tabla 18. Factores de bioacumulación (FBA) y factores de acumulación biota sedimento (FABS) en moluscos bivalvos. 112

Tabla 19. Niveles de HAP en moluscos bivalvos del Golfo de México y Pacífico Sur Mexicano (ngg^{-1}). 119

RESUMEN

En el presente estudio se determinaron hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en sedimentos y moluscos (*Crassostrea virginica, C. rhizophorae* y *Brachidontes exustus*) en el sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México mediante cromatografía de gases con columna capilar, así como su correlación con el contenido de carbono orgánico (CO) y textura de los sedimentos, durante el período 2007-2009. Las concentraciones de HAP en sedimentos presentaron diferencias temporales, con máximos niveles en época de lluvias, seguida de secas y nortes y en moluscos fueron mayores en nortes. Los HAP dominantes tanto en sedimento como en moluscos fueron los de alto peso molecular, donde el benzo(a)pireno fue el más abundante y de mayor distribución, tanto espacial como temporal, seguido por el indeno(123-cd)pireno y dibenzo(ah)antraceno. De acuerdo a la distribución espacial, las estaciones en las que se registraron los contenidos mayores fueron la E6 localizada en el centro del sistema, la E3 que se ubica en el canal de conexión entre las dos lagunas y la E1 al norte de la laguna La Chica. El promedio mayor de CO fue de 2.0% en septiembre (2007) y el menor de 1.6% en febrero (2009). Respecto a la textura de los sedimentos, los limos y arcillas fueron los más abundantes (48% y 33%), teniendo una relación directamente proporcional y significativa con los niveles de CO y HAP. La dominancia de HAP de 5, 6 y 4 anillos bencénicos y las relaciones de diagnóstico sugieren que estos xenobióticos fueron derivados primordialmente de la pirolisis de materia orgánica y combustibles fósiles, por el tráfico de lanchas y de automóviles particulares y de carga en la carretera federal 180 Cardel-Nautla, además de la incineración de basura y vegetación circundante, y están ingresando al sistema lagunar a través de las descargas de los ríos, por acción mareal desde la costa y probablemente por el transporte atmosférico.

Palabras clave: hidrocarburos aromáticos policíclicos, *Crassostrea, Brachidontes,* bioacumulación, La Grande-La Chica

ABSTRACT

In the present study a determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in sediments and molluscs (*Crassostrea virginica, C. rhizophorae and Brachidontes exustus)* was made from La Grande-La Chica lagoon system, Veracruz State, Mexico by gas chromatography with capillary column and its correlation with organic carbon content (OC) and texture of the sediments, during the period 2007-2009. PAH's concentrations in sediments showed temporary differences, with highest levels in rainy season, followed by dry and rainy, and were higher in rainy season in molluscs. In sediments and molluscs the dominant PAH's were those high molecular weight, where the most abundant and most widely distributed was benzo(a)pyrene, both spatial and temporally, followed by indeno(123-cd)pyrene and dibenzo(ah)anthracene. According to the spatial distribution, the stations in which the contents were higher was E6 located in the center of the system, E3 situated in the channel connecting between two lagoons and E1 at the north of La Chica lagoon. The highest average of CO was 2.0% in September (2007) and less 1.6% in February (2009). Regarding the texture of the sediment, silt and clay were the most abundant (48% and 33%), having a significant and direct relationship with levels of CO and PAH's. The dominance of PAH's of 5, 6 and 4 benzene rings and diagnostic relationships suggest that these xenobiotics were derived primarily from the pyrolysis of organic matter and fossil fuels by boat traffic and private and load cars on the Federal Highway 180 Cardel-Nautla, in addition to the incineration of garbage and surrounding vegetation, and were entering at the lagoon system through discharges of rivers, tidal action from the coast and probably by atmospheric transport.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons, *Crassostrea, Brachidontes*, bioaccumulation, La Grande-La Chica

INTRODUCCIÓN

En México se han estimado 1,567,300 ha de humedales en sus costas, conformados en gran parte por lagunas costeras, cuerpos acuáticos litorales con distribución paralela a la línea de costa que tienen comunicación permanente o efímera con el mar y son el encuentro entre dos masas de agua de diferentes características, lo que causa fenómenos peculiares en su comportamiento fisicoquímico y biológico (Contreras-Espinosa y Warner, 2004), se encuentran entre los ecosistemas marinos con alta productividad biológica (Heilmayer *et al.,* 2008), tienen una función importante, ya que proveen una gran variedad de hábitats para muchas especies y altos niveles de diversidad (Gamito, 2008), además son zonas de intensa actividad biológica y geoquímica, donde cantidades significativas de materia y energía (de origen natural o antropogénico) son intercambiadas con el océano (García-Luque *et al.,* 2009), históricamente son sitios de asentamiento humano proporcionando acceso tanto a la tierra como al mar, así como para el transporte y abastecimiento de fuentes de alimento (Castel *et al*., 1996). No obstante, son receptores de la descarga de aguas residuales de origen urbano e industrial, que introducen metales pesados, solventes orgánicos, sales inorgánicas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Valavanidis *et al.,* 2008), estos últimos pueden ser originados naturalmente, pero se considera que las actividades antropogénicas son la fuente principal (Pereira *et al.,* 1999; Walker *et al.,* 2001), asimismo, el rápido desarrollo de la industria química moderna ha introducido un gran número de HAP

dentro del ambiente, que han sido determinados en aire, suelo, agua, sedimentos marinos e incluso productos alimenticios.

Aunado a lo anterior, la zona costera posee importantes recursos naturales, cuya correcta explotación puede generar notables beneficios económicos y sociales (Albert y Benítez, 2005) y su preservación solo es posible en la medida en que se proteja el frágil equilibrio de los ecosistemas que lo sustentan, por lo que es prioritario vigilar y normar las actividades humanas que puedan alterarlos, siendo primordial conocer las concentraciones y fuentes de contaminantes, así como los valores naturales debido a la enorme complejidad de las variables ambientales y de los contaminantes.

Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue evaluar la contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos recientes y moluscos (bivalvos) en época de secas, lluvias y nortes en el sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México.

MARCO TEÓRICO

GENERALIDADES DE LOS HIDROCARBUROS FÓSILES

Se denomina hidrocarburos a los compuestos orgánicos conformados esencialmente por hidrógeno y carbono (Castellanos-Malo, 1999), se dividen en dos clases principales: alifáticos y aromáticos, los primeros incluyen tres grupos importantes: alcanos, alquenos y alquinos, además de sus formas ramificadas y sus análogos cíclicos (cicloalcanos) (Carey, 2006). Los compuestos aromáticos están conformados por anillos bencénicos, en este grupo se encuentran los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), formados por la unión de dos o más anillos bencénicos, son usualmente menos abundantes que los saturados y pueden presentar una substitución en un átomo de hidrógeno por grupos metilo, denominándose a este proceso alquilación (Vollhardt y Schore, 2007).

En general, los HAP son predominantemente no polares e insolubles en agua y solubles en solventes no polares (Castellanos-Malo, 1999) y sus características físicas y químicas varían de acuerdo a sus propiedades fisicoquímicas (Tabla 1), las cuales influyen en su distribución y persistencia en el ambiente, así como en sus efectos sobre los sistemas biológicos. La importancia de los HAP está relacionada con su movilidad en los diferentes compartimientos ambientales. Su principal impacto se centra en sus propiedades genotóxicas (teratogénicas, mutagénicas y carcinogénicas) (Neff, 2004), Existen más de 100 tipos de HAP diferentes pero sólo 16 son considerados como contaminantes prioritarios por la Agencia de Protección

Ambiental de los Estados Unidos (EPA), la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Comunidad Económica Europea (CEE) (Menzie *et al*., 1992) (Fig. 1).

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP).

HAP	Num. de anillos	p.e. (°C)	p.f. (°C)	p.m. (g/mol)	Coeficiente de partición (log K_{ow})	Presión de vapor a 25°C	Solubilidad en agua a 25°C (μg/L)
Benceno	1	80	5.5	78			
Naftaleno	2	218	80	128	3.37	1.0×10^{-2}	34000
Acenaftileno	2			152	4.07	10.3×10^{-4}	3420
Acenafteno	2	278	95	154	3.92		
Fluoreno	2	295	114	166	4.18	1.0×10^{-4}	800
Fenantreno	3	340	101	178	4.57	9.1×10^{-5}	435
Antraceno	3	354	216	178	4.54	2.6×10^{-5}	59
Fluoranteno	4	375	110	202	5.22	1.2×10^{-6}	260
Pireno	4	393	151	202	5.18	9.1×10^{-8}	135
Benzo[a]antraceno	4	400	162	228	5.91	1.5×10^{-8}	14
Criseno	4	448	255	228	5.86		1.9
Benzo[b]fluoranteno	5	481	168	252	5.80	6.7×10^{-8}	1.2
Benzo[K]fluoranteno	5	480	217	252	6.00	1.3×10^{-11}	0.76
Benzo[a]pireno	5	496	179	252	6.04	7.3×10^{-10}	3.8
Indeno[1,2,3-cd]pireno	5	536	164	276	7.00	1.3×10^{-11}	0.5 (27°C)
Dibenzo[a,h]antraceno	5	524	266	276	6.75	1.3×10^{-11}	0.8
Benzo[ghi]perileno	6	550	277	278	6.50	1.4×10^{-11}	0.5

p.e.=punto de ebullición p.f.=punto de fusión p.m.=peso molecular

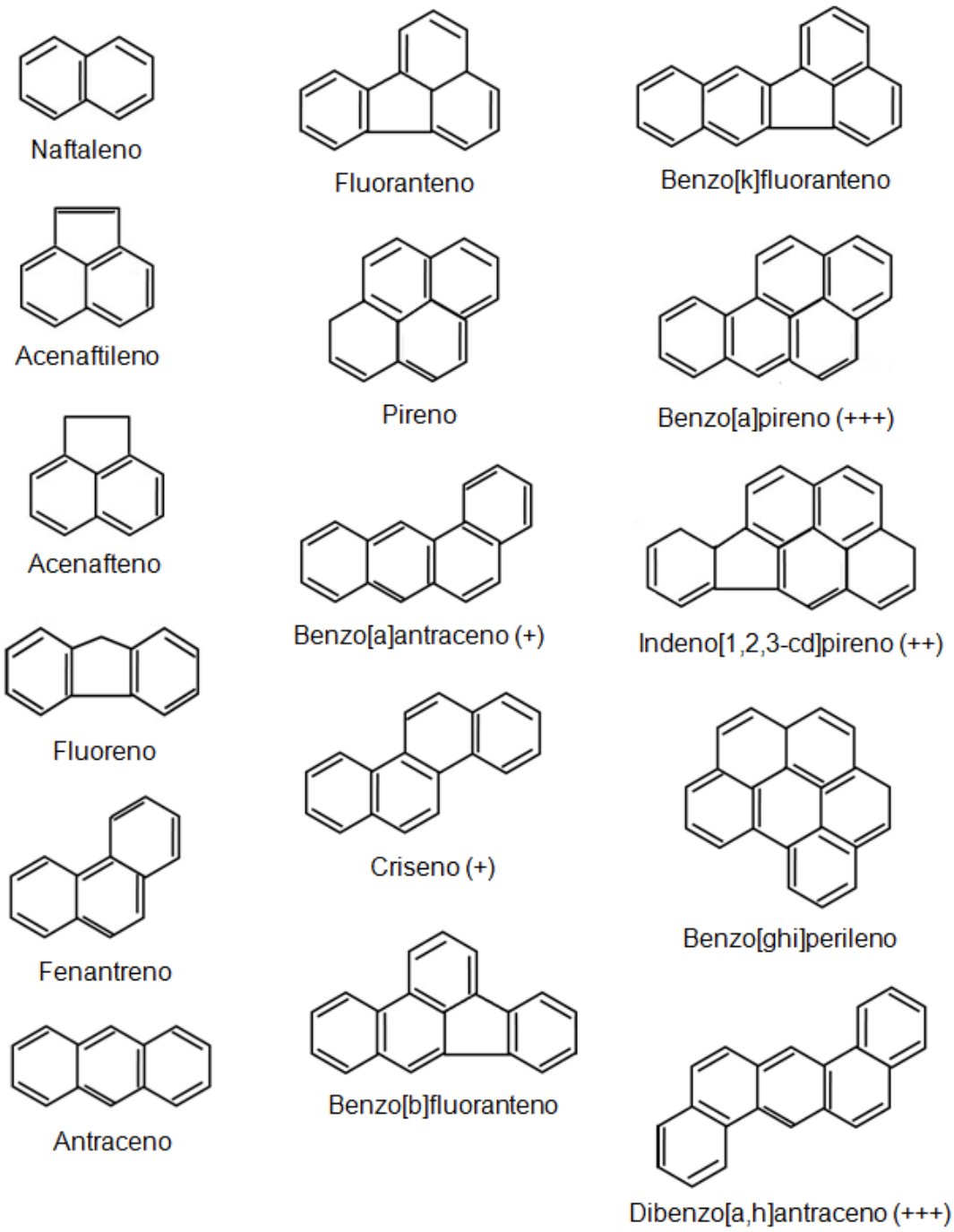


Figura 1. Fórmula estructural de los dieciseis HAP prioritarios. Las cruces indican su actividad carcinogénica: (+) actividad baja, (++) actividad media y (+++) actividad alta.

ORIGEN Y FUENTES DE HIDROCARBUROS

a) Biogénicos: La síntesis está controlada por rutas metabólicas, dando como resultado mezclas de compuestos de limitada complejidad estructural relacionada con una función biológica específica (Bedair y Al Saad, 1992). En los sistemas acuáticos se lleva a cabo por algunos microorganismos, plancton, algas bentónicas y peces. Por ejemplo, el *Sargassum sp.* produce del C_{21} al C_{33}; los pastos marinos del C_{27} al C_{33} (UNEP/IOC/IAEA, 1992); el isopreno es producido por *Prochlorococcus sp.* y otros componentes del fitoplancton (Shaw *et al.,* 2003).

b) Petrogénicos: Formados por procesos a baja temperatura, incluyendo la transformación lenta de material orgánico biogénico (lípidos, proteínas, carbohidratos, ligninas, terpenos, esteroides, pigmentos carotenoides, entre otros) a combustible fósil, bajo un gradiente geotérmico. Se caracterizan por HAP de 2 y 3 anillos, además de la producción de isómeros con alta estabilidad termodinámica y compuestos alquilados (Maskaoui y Hu, 2009). Entre estos se encuentran el naftaleno, fluoreno, fenantreno, los dibenzotiofenos y el criseno como excepción ya que ésta formado por 4 anillos bencénicos, pero ha sido reportado en el petróleo crudo (Cutz-Verdejo y Rendón-Von Osten, 2007).

c) Diagenéticos: Originados de la materia orgánica sedimentaria (Benlahcen *et al*., 1997). Se forman por una transformación microbiana o química que ocurre en los sedimentos a partir de moléculas biogénicas precursoras como terpenos, esteroles, carotenos, que produce a largo plazo combustibles fósiles. Ejemplo de estos son el

perileno y el reteno, presentándose en sedimentos anóxicos, como resultado de la transformación de precursores de plantas superiores (Hites *et al.,* 1980).

d) Piróliticos: Por combustión incompleta a temperatura elevada de materia orgánica. En particular, se forman de la pirólisis del carbón, gas, madera, basura, petróleo y sus derivados en chimeneas, motores automotrices, procesos industriales e incendios forestales, entre otros (Kirso *et al.,* 2001; Notar *et al.,* 2001). Están generalmente representados por la gran abundancia de HAP de 3–5 anillos, tales como antraceno y benzo(a)pireno (Waverly *et al.,* 2004).

Los aportes de HAP se clasifican de acuerdo a su procedencia en fuentes fijas y difusas; las primeras son aquellas que se pueden identificar con precisión; por ejemplo, las plantas industriales, desechos municipales y sitios de extracción, explotación y construcción. Las fuentes difusas son las que no se pueden identificar con precisión, como las relacionadas con el transporte atmosférico y de ríos, tráfico de lanchas, así como el de residuos de insumos agrícolas y restos de vegetales y animales (GESAMP, 2001).

Entre los aportes principales de HAP a los cuerpos acuáticos se encuentran:

a. Actividades de la industria petrolera: Incluyen la extracción, distribución, separación, transporte y refinación tanto en el mar como en los puertos, además de los accidentes, vertidos de las bodegas, limpieza de cisternas de barcos y derrames de las terminales de petróleo.

b. Descargas de aguas residuales y residuos sólidos, siendo mayormente transportadas por los ríos. Asimismo, los estuarios, canales y otros cursos del agua, incluyendo las filtraciones provenientes de flujos superficiales y subterráneos introducen estas sustancias a los sistemas acuáticos (Escobar, 2002).

c. Transporte atmosférico: Debido a su relativa volatilidad o a su capacidad de adsorción a las partículas, son trasladados por las corrientes de aire y depositados por medio de la precipitación húmeda y seca (Montelay-Massei *et al.,* 2002).

COMPORTAMIENTO DE LOS HAP EN LOS SISTEMAS ACUÁTICOS

El comportamiento y movilidad ambiental de los contaminantes orgánicos está en función de sus propiedades físicas y químicas como la densidad, solubilidad, polaridad, presión de vapor y coeficiente de partición, además de las características del medio, como la temperatura (Albert y Benítez, 2005). En la figura 2 se observan algunos procesos de transformación de los compuestos orgánicos como son la evaporación, foto-oxidación, oxidación química, sedimentación, degradación biológica, fotolísis, entre otras.

Debido a su naturaleza hidrofóbica y a su gran adsorción a la materia particulada, tienden a acumularse en los sedimentos, mediante mecanismos físicos y químicos que dependen de la naturaleza de la matriz sedimentaria y las propiedades de los compuestos (Dean-Ross, 2005). Una vez depositados, los procesos de oxidación

fotoquímica o de degradación biológica son prácticamente nulos, de modo que pueden persistir en el ambiente sedimentario, alcanzando concentraciones hasta 1000 veces superiores a las encontradas en la columna de agua, especialmente de aquellos compuestos de 4, 5 y 6 anillos bencénicos (Botello *et al*., 1995).

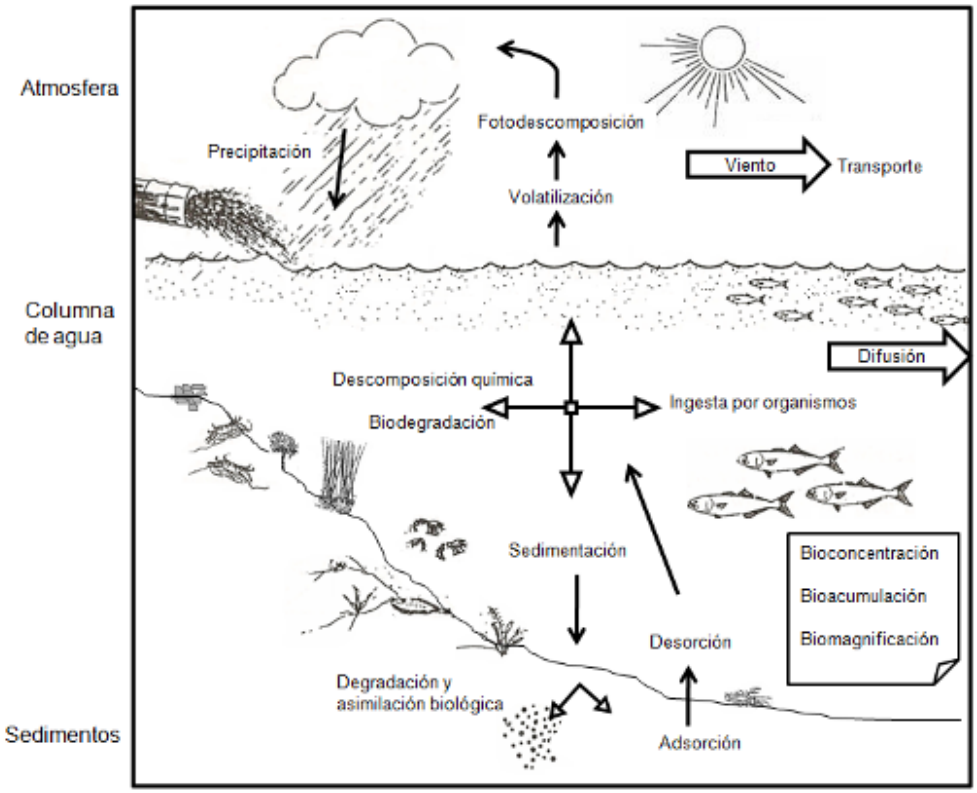


Figura 2. Movilidad ambiental y procesos de intemperización y/o degradación de los hidrocarburos.

Algunas de las ventajas de analizar los sedimentos es que concentran xenobióticos por periodos más largos que los organismos, son estáticos; más fácil de

analizar que la biota, son el hábitat de diversos organismos, en algunos ecosistemas representan la base de la cadena alimentaria y son fáciles de obtener, colectar, y repetir los análisis en los mismos sitios de interés para diagnosticar sus tendencias. También pueden aportar información sobre áreas con problemáticas de contaminación y del estado previo a un evento antropogénico (Ponce-Vélez y Botello, 2005). Los HAP almacenados en la interfase agua-sedimento pueden ser bioconcentrados (proceso por el cual un organismo toma del medio sustancias nutritivas y las almacena en sus tejidos) (Albert y Benítez, 2005); bioacumulados (proceso que causa un aumento de la concentración química en función del tiempo en un organismo acuático comparado con la del agua o los sedimentos) (Waverly *et al.*, 2004), debido a todas las rutas de exposición incluyendo la absorción por alimentación, vías respiratoria y dérmica (El Nemr *et al.,* 2004); y posteriormente**,** pueden ser biomagnificados y movilizados a través de las cadenas tróficas, hasta alcanzar concentraciones mayores en los niveles superiores.

Los invertebrados bentónicos filtradores**,** son utilizados como bioindicadores e integradores de los compuestos orgánicos lipofílicos, ya que no cuentan con una actividad enzimática para metabolizarlos o bien cuando la presentan es incipiente lo que favorece la bioacumulación (Pereira *et al.,* 1992; Witt, 1995; Lara-Martín *et al.,* 2005). Entre los moluscos bivalvos están los ostiones y mejillones, que han sido seleccionados como organismos “centinelas” para evaluar los niveles de contaminación de las áreas costeras por el programa Mussel Watch de La

Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés) de Estados Unidos, debido a los siguientes atributos (Windows y Donkin, 2006):

1) Son miembros dominantes de comunidades costeras, con una distribución geográfica amplia.
2) Son organismos sésiles, sedentarios e integradores de contaminantes químicos.
3) Son relativamente tolerantes a una gran variedad de condiciones ambientales.
4) Son filtradores que bombean grandes volúmenes de agua, concentrando muchos compuestos en sus tejidos.
5) Proveen información de la biodisponibilidad, que no es evidente en la evaluación en compartimentos ambientales (agua, partículas suspendidas y sedimentos).
6) Tienen una incipiente actividad enzimática para metabolizar xenobióticos orgánicos.
7) Las poblaciones son relativamente estables y pueden ser suficientemente grandes para repetir el muestreo, proporcionando datos de cambios temporales.
8) Son comercialmente importantes, por lo que, la evaluación de contaminación química es de interés para consideraciones de salud publica.

Además, tanto los ostiones como los mejillones tienen una función ecológica primordial en los sistemas acuáticos, ya que participan en el reciclado de la materia orgánica y sirven como enlace entre la columna de agua, organismos bentónicos y sedimentos (Herman *et al.,* 1999)

ORGANISMOS DE ESTUDIO

GENERALIDADES DE MOLUSCOS BIVALVOS

La clase Bivalvia, Pelecypoda o Lamellibranquia está formada por moluscos bivalvos (almejas, ostiones y mejillones). Son organismos comprimidos lateralmente, poseen una concha con dos valvas articuladas dorsalmente por medio de una charnela que encierra al cuerpo por completo (Barnes, 1977; Farías-Sánchez, 2006). La concha es segregada por el manto, este forma una cavidad paleal, en cuyo interior se alojan las branquias y las aberturas de los nefridios. Las branquias, contienen elementos nerviosos, musculares y sanguíneos, tienen una estructura filamentosa en la que destaca la presencia de glándulas mucosas y abundantes cilios que permiten crear corrientes de agua que aportan alimento y oxígeno al organismo. La región cefálica no está diferenciada, el aparato digestivo comienza en la boca, seguida de una porción esofágica tubular que conduce al estómago, en el que desembocan dos conductos procedentes de las glándulas o divertículos digestivos. En el estómago existe una estructura denominada estilo cristalino, de naturaleza proteínica, cuya rotación concentra y mezcla el alimento ayudándose de las secreciones enzimáticas. En esta región, las partículas con valor alimenticio pasan a las glándulas digestivas, donde ocurre la digestión intracelular. Las partículas de mayor tamaño o sin valor alimenticio pasan directamente al intestino y no son digeridas (pseudoheces), para posteriormente ser eliminadas. El sistema circulatorio es abierto y tiene un corazón dorsal rodeado por una membrana pericárdica; la sangre, antes de su regreso al corazón, se oxigena en las branquias y llega

oxigenada a las aurículas. Los bivalvos tienen hemocianina como pigmento respiratorio. Su aparato excretor está constituido por un par de metanefridios que desembocan en la cavidad del manto mediante nefridioporos. Su sistema nervioso está constituido por un anillo nervioso que rodea al esófago, del que parten dos pares de cordones nerviosos en sentido posterior, un par ventral y un par de cordones viscerales. Los órganos de los sentidos se localizan en el borde del manto, que en ocasiones presenta tentáculos provistos de células táctiles y de células quimiorreceptoras, además de ocelos sensibles a la luz. Su cuerpo está provisto de una estructura ventral musculosa llamada pie que puede utilizar para desplazarse por el sustrato (Bautista, 1989). Respecto a la reproducción, la mayor parte de los bivalvos son dioicos, iteróparos, por lo que hay superposición de individuos de varias generaciones. Presentan un par de gónadas en posición anterior y dorsolateral, que cuando maduran liberan al exterior los huevos o espermatozoides vía nefridial o a través de los gonoductos. La fecundación ocurre en el agua, durante su desarrollo larvario, una gástrula da lugar a una larva trocófora natatoria y de vida libre, que muy pronto se transforma en una larva veliger, que posteriormente sufre una metamorfosis y se convierte en un organismo sedentario y bentónico, con rasgos y características similares a las de un animal adulto (Farías-Sánchez, 2006; Piña-Chacón, 2008).

SISTEMÁTICA

***Crassostrea virginica* (Gmelin, 1971)**

Phyllum Mollusca

Clase Bivalvia

Subclase Pteriomorpha

Orden Pterioidea

Suborden Anysomiania

Superfamilia Ostreacea

Familia Ostreidae

Género *Crassostrea*

Especie *virginica*

Nombre común Ostión americano



Figura 3. Ostión americano (*Crassostrea virginica*).

***Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828)**

Género *Crassostrea*

Especie *rhizophorae*

Nombre común Ostión u ostra de mangle

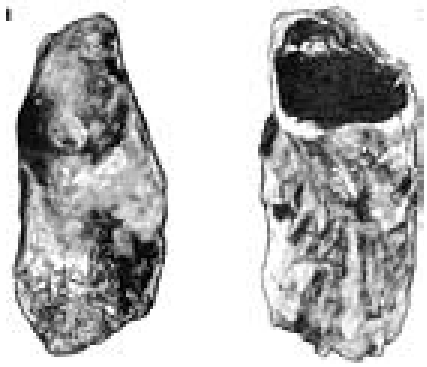


Figura 4. Ostión de mangle (*Crassostrea rhizophorae*).

Brachidontes exustus (Linnaeus, 1758)

Phyllum Mollusca

Clase Bivalvia

Orden Mytiloida

Familia Mytilidae

Género *Brachidontes*

Especie *Brachidontes exustus*

Nombre común: Mejillón quemado

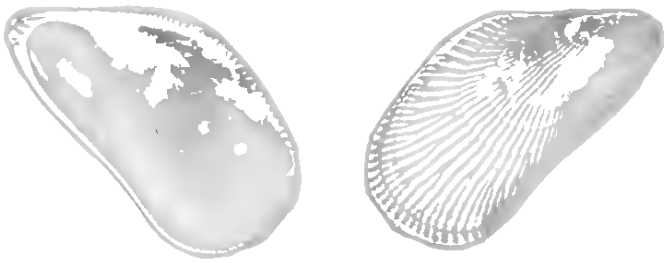


Figura 5. Mejillón quemado (*Brachidontes exustus).*

BIOLOGÍA DEL OSTIÓN

El ostión en su estado adulto es un bivalvo sésil, posee dos valvas desiguales unidas por una débil charnela sin dientes; la valva izquierda es más cóncava y se encuentra adherida a un substrato, la valva derecha es aplanada y funciona como un opérculo (Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia, 2003) (Fig. 6). La coloración y textura de *Crassostrea virginica* dependen del sustrato y condiciones ecológicas donde se desarrolle, la primera va desde un color café verdoso a café amarillento (SEPESCA, 1994) y la de *Crassostrea rhizophorae* varía de gris a negro (Villarroel *et al.,* 2004).

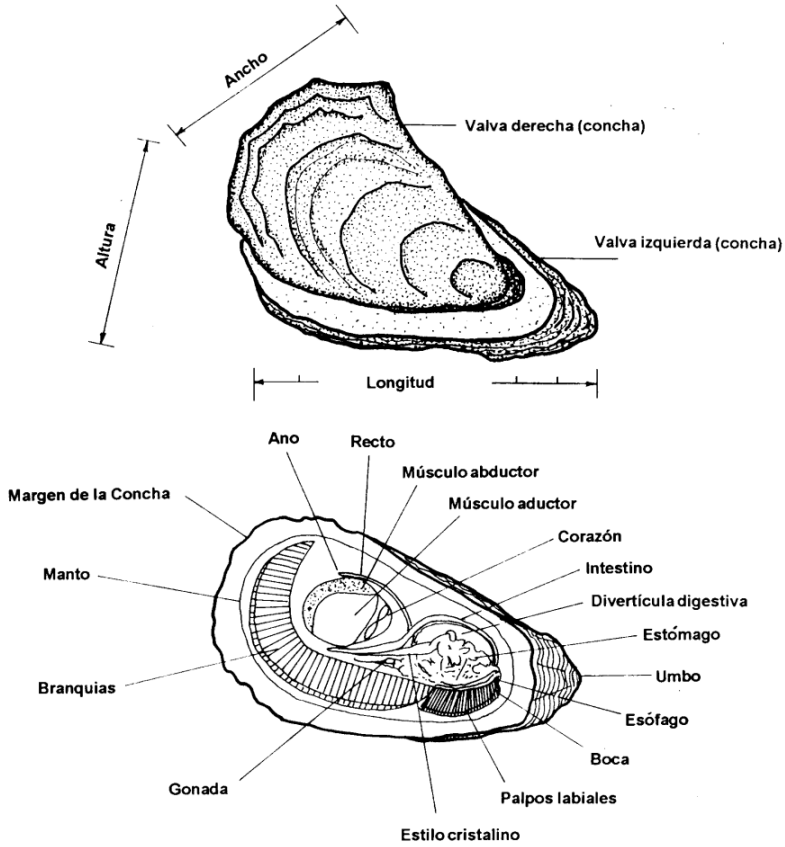


Figura 6. Anatomía externa e interna del ostión (Tomado de SEPESCA, 1994).

El área de distribución del ostión americano (*Crassostrea virginica)* abarca desde el Golfo de St. Lawrence en Canadá hasta el Golfo de México, el Caribe y las costas de Brasil y Argentina. Ha sido introducido en la Columbia Británica, también Canadá, la costa oeste de los Estados Unidos de América, Hawai, Australia, Japón y el Reino Unido, mientras que el ostión de mangle (*Crassostrea rhizophorae)* se localiza en el Caribe, Atlantico Sur hasta las costas de Brasil (Gil y Moreno, 2007).

En México, es la sexta pesquería más importante (3.1% de la industria total), con un promedio anual por encima de las 30,000 toneladas, de esta producción más del 90% se obtiene del Golfo de México, principalmente de los Estados de Veracruz, Tabasco y Campeche, teniendo como base a *C. virginica*, el cual se extrae principalmente de las lagunas Mandinga, Alvarado, La Mancha, La Grande y Tecolutla, localizadas en la región sur de Veracruz (FAO, 2009; Barrera-Escorcia *et al.,* 2010).

La descripción del ciclo de vida del ostión que se presenta a continuación se basa en el ostión americano (*C. virginica*), que es la especie de mayor importancia en el país (Fig. 7).

Los organismos adultos no presentan dimorfismo sexual, son dioicos (es decir tienen sexos separados), presentan alternancia de sexos al final de su ciclo reproductor, ya que al principio actúan como machos y después como hembras, debido a la sencillez de su aparato reproductor lo que hace posible el cambio. Cuando las gónadas alcanzan su madurez, un simple cambio en la temperatura del agua o de la salinidad son suficientes para promover la expulsión del esperma, el cual a su vez estimula a las hembras para liberar los óvulos. La fertilización tiene lugar en la columna de agua, dando así inicio al desarrollo larvario, el cual tiene una duración máxima de 25 días y que se caracteriza por presentar una fase planctónica en la que las larvas forman parte de zooplancton. Después de pasar por los estadios de blástula y gástrula, se forman las larvas trocófora, veliger, veliger umbana y

pediveliger. A partir de esta última etapa, la larva pediveliger inicia la búsqueda en un substrato firme, para fijarse utilizando para ello una glándula especializada presente en el pie, que segrega una sustancia cementante que le permite quedar adherida permanentemente a un substrato, el cual puede ser la concha de otros ostiones, rama del mangle, madera, estructuras de cemento, entre otros. Al llegar el momento de la fijación, la larva presenta un proceso de metamorfosis perdiendo por completo el vélum y desarrollando sus branquias, por lo que se desplaza al fondo para elegir el substrato y adhiere su valva izquierda a éste, iniciando su vida sésil. Desde el desarrollo larvario hasta la etapa sésil adulta, la dieta del organismo se compone principalmente de microalgas y bacterias. Las bacterias en forma libre, asociadas en colonias o bien adheridas a las partículas en suspensión, son importantes desde el punto de vista nutricional, además, los ostiones tienen la capacidad de asimilar la materia orgánica disuelta (Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia, 2003).

Se alimentan de fitoplancton, detritus, hongos y bacterias, además de otras partículas orgánicas menores a 1 μm (aminoácidos, vitaminas, carbohidratos, lípidos, residuos metabólicos y material en degradación), asimismo desde el contexto ecológico tienen una particular importancia como integradores de la materia orgánica, tanto de la que entra por aportes de agua dulce como de la misma productividad del bosque de manglar. En síntesis, son responsables de una “depuración” del agua y de la incorporación de materiales inertes a la cadena trófica.

Es por ello que estas especies tienen una especial importancia ecológica (Riaño-Silva y De la Ossa-Velásquez, 2000).

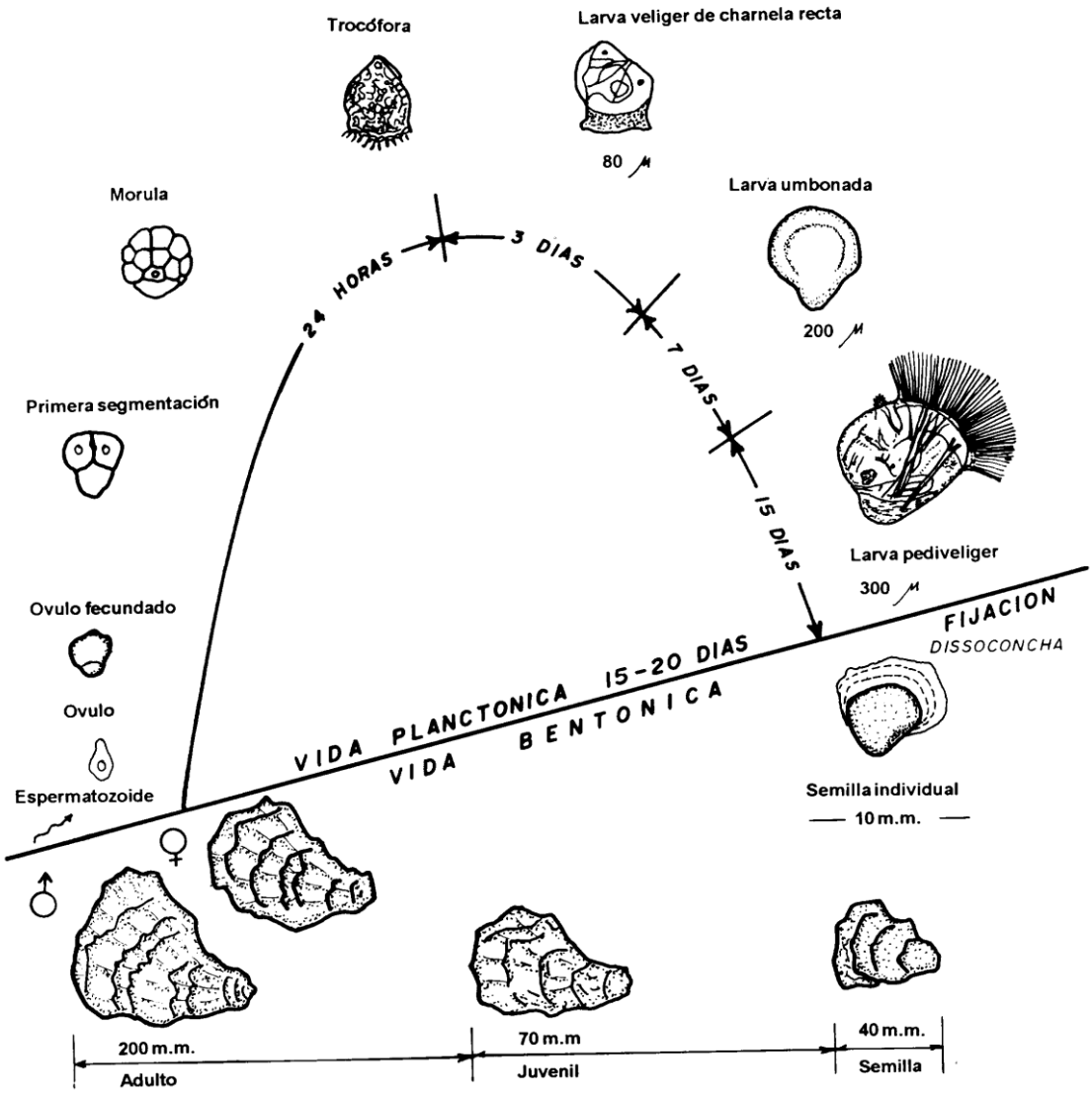


Figura 7. Diagrama del ciclo de vida del ostión (Tomado de SEPESCA, 1994).

Debido a las diversas condiciones oceanográficas con las que cuenta el país, los periodos de reproducción de las diferentes poblaciones de ostión varían a lo largo del año en el Golfo de México (Tabla 2).

Tabla 2. Zonas y periodos de reproducción del Ostión (*Crassostrea virginica*) en el Golfo de México.

Entidad	**Periodo de reproducción**	**Localidades**
Tamaulipas	Abril a Junio y de Octubre a Diciembre	Laguna de San Andrés Barra Ostional Laguna de Morales Río Soto la Marina
Veracruz	Marzo a Abril	Laguna de Pueblo Viejo Laguna de Tamiahua Laguna de Tampamachoco
Tabasco	Marzo a Abril y de Agosto a Septiembre	Laguna Machona Laguna del Carmen Laguna de Mecoacán
Campeche	Mayo a Junio	Laguna de Términos

Tomado de Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia (2003).

BIOLOGÍA DEL MEJILLON

Los mejillones son moluscos bivalvos pelecípodos, sus conchas son delgadas, convexas, de forma oval e iguales entre sí, el cuerpo es totalmente blando e insegmentado y está envuelto por el manto, las valvas tienen forma triangular-

subcuadrangular, abultadas y puntiagudas hacia delante y redondeadas hacia atrás. Su anatomía interna comprende de manera general el manto, las branquias, las inserciones musculares, el pie, los palpos labiales y la glándula digestiva (Farías-Sánchez, 2006) (Fig. 8). En particular el mejillón *Brachidontes exustus* presenta en las valvas finas costillas radiales y su coloración puede variar de gris- azulado a violeta o marrón obscuro, en el interior tiene manchas de color marrón o púrpura.

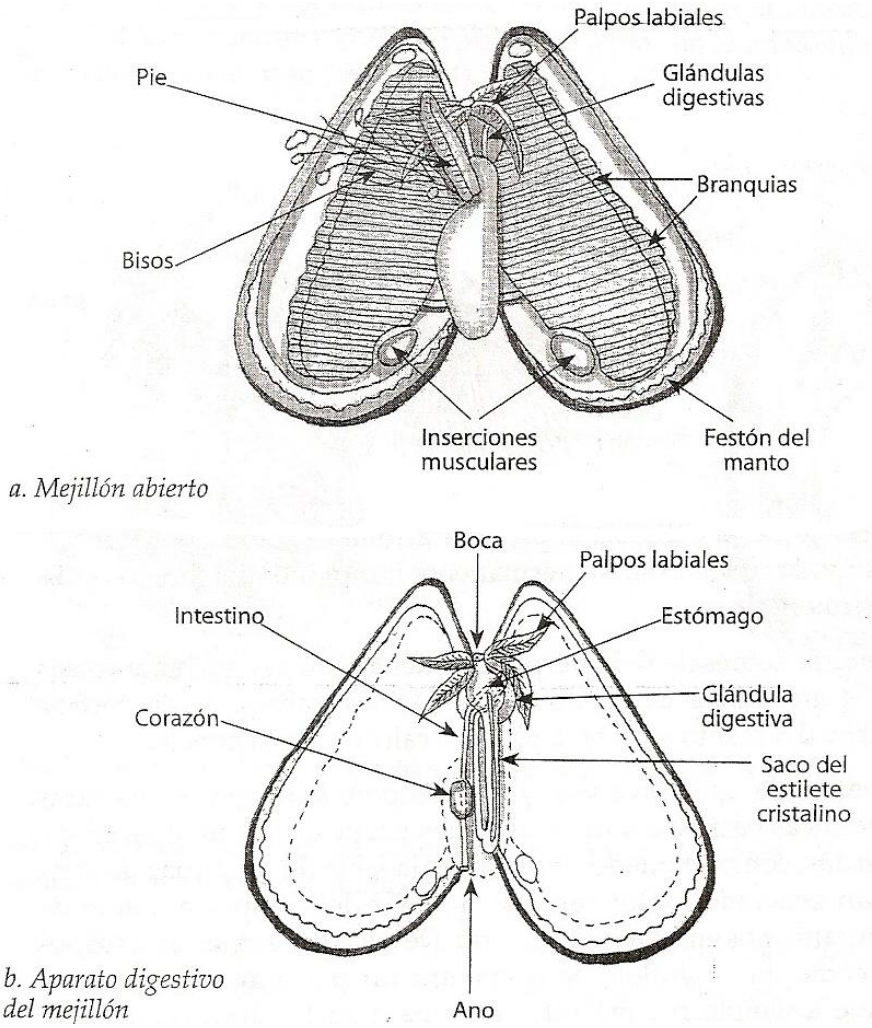


Figura 8. Anatomía del mejillón (Tomado de Farías-Sánchez, 2006).

En su forma adulta viven siempre fijos o sésiles, adheridos unos a otros, o bien sobre rocas u otro tipo de sustrato, mediante un órgano de fijación llamado biso. Son especies gonóricas, las cuales no presentan diferencia externa entre los machos y las hembras. Su desarrollo sexual de acuerdo a Ruiz-Durá (1985) comprende cuatro etapas: reposo o inactividad, recuperación, maduración o actividad sexual y desove. Cuando los organismos se encuentran maduros, el tejido reproductivo ocupa una gran parte del manto, llegando hasta el 70% del peso total. Los desoves pueden ser provocados por cambios bruscos de temperatura en el agua; durante el desove las hembras descargan de 10 a 60 millones de huevos en una puesta y los machos tienen un flujo continuo de esperma en altas concentraciones. Una vez completada la fertilización, el embrión empieza a desarrollarse, a las 20 h se convierte en larva nadadora llamada trocófora, entre las 42 y 72 hrs se transforma en veliger y a los 23 días aproximadamente termina su vida planctónica y se convierte en pediveliger. Al cabo de unas horas más ocurre la metamorfosis, se genera el biso pasan a larva o plantígrado juvenil, en esta etapa ocurre la fijación en sustratos filamentosos, después de 4 o 5 semanas ocurre la fijación secundaria y buscan bancos de mejillones para volver a fijarse definitivamente (Ojeda-Ibarra, 1994) (Fig. 9).

B. exustus se ha registrado desde Nueva Jersey a Florida, las Bermudas, las Bahamas, las Antillas, el Golfo de México, del Caribe hasta Argentina. Es una especie epifaunal y se encuentra fijo sobre rocas y bancos de ostión, mediante un biso, muy frecuentemente en aguas someras, su tipo de alimentación es mediante filtración (suspensívora) (García-Cubas y Reguero, 1995; Mekkelsen y Bieler, 2008).

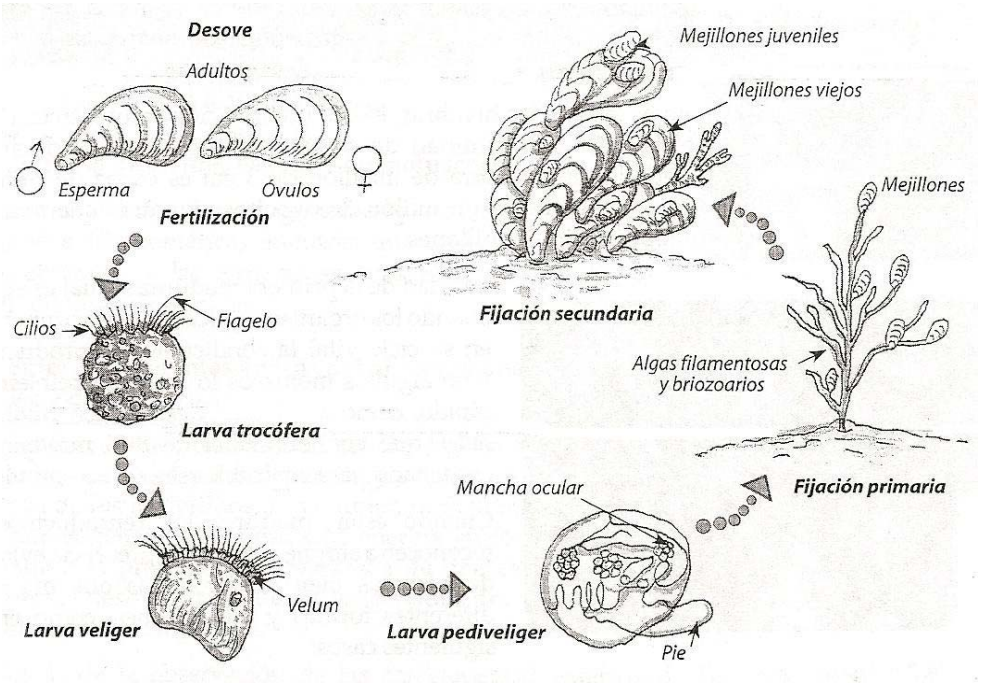


Figura 9. Ciclo de vida del mejillón (Tomado de Farías-Sánchez, 2006).

El tamaño de los mejillones varía entre especies, de acuerdo a Mekkelsen y Bieler (2008), *B. exustus* llega a medir entre 1 y 5 cm de longitud. Presenta sexos separados, la fertilización se lleva acabo en el agua dando como resultado una larva veliger. Tiene dos periodos de desove en la primavera, entre marzo y abril y en el otoño, entre septiembre y noviembre (Baber *et al.,* 2005). Para alimentarse, filtran partículas menores a 1μm gracias a las corrientes de agua que pasan a través de los filamentos branquiales. Las partículas son enviadas a los cilios frontales donde son atrapadas por el moco y de allí son llevadas hacia arriba o hacia abajo del margen del filamento o a un surco alimenticio (Barnes, 1977).

ANTECEDENTES

En el sistema lagunar La Grande-La Chica se han realizado escasos trabajos de índole biológico entre los que destacan los de Meza (1988), quien hizo un análisis de la zonación y producción de hojarasca del mangle**,** indicando como especie dominante a *Rhizophora mangle,* seguido por *Avicenia germinans* y *Laguncularia racemosa.* Jiménez (1988) reportó la composición y variación estacional de la comunidad planctónica, con respecto al fitoplancton reconoció la existencia de 3 géneros de cianobacterias, 8 de clorofitas, 3 de crisófitas y 24 de bacilariofitas, en relación al zooplancton menciona a los copépodos como los organismos más representativos. En cuanto al bentos, se han determinado 36 especies de moluscos (gasterópodos y bivalvos) (Méndez *et al.*, 1992 y 1993; García-Cubas *et al.*, 1992) y González *et al.* (1985) registraron las siguientes especies de crustáceos: *Macrobrachinum acanthurus*, *Litopenaeus setiferus, Callinectes exasperatus, C. danae, Cardisoma guanhumi, Octonema cuadrata, Pilumnus pannosus* y *Uca mordaz*. Respecto al necton, la familia Gobiidae ha sido la más estudiada en dicho sistema lagunar (Alcázar, 1986; López, 1987; Ortíz, 1986 y 1991) y Mecalco-Hernández *et al.* (2009), hicieron una caracterización hidrobiológica del sistema, basada en biomasa y productividad fitoplanctónica.

JUSTIFICACIÓN

La importancia de determinar y analizar la concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en el sistema lagunar La Grande-La Chica reside en que este tipo de sistemas son sensibles a la contaminación, ya que la mezcla de agua dulce y marina produce cambios químicos que tienden a precipitar los contaminantes, almacenándolos y concentrándolos en los sedimentos (Libes, 1992), quedando disponibles para los organismos y siendo bioacumulados en el tejido lipídico (Pereira *et al.,* 1992). Además estos compuestos son probables inductores de carcinogénesis y mutagénesis (Baudouin *et al.*, 2002) y por lo tanto, representan un peligro para la biota y en particular para el hombre porque pueden ocasionar problemas de salud humana por su consumo, puesto que son biomagnificables (Witt, 1995). En consecuencia, la USEPA (United States Environmental Protection Agency) y la Unión Europea, los coloca entre los contaminantes tóxicos prioritarios (Menzie *et al*., 1992).

Este ecosistema costero, se encuentra cerca de vías de comunicación como la carretera federal 180 Cardel-Nautla, sobre la cual transitan vehículos de carga, de pasajeros y particulares de manera intensa, que pueden ser una posible fuente de hidrocarburos debido a los combustibles que emplean y que generalmente emiten parte de él a la atmósfera, siendo transportados por esta vía al sistema lagunar, depositándose y acumulándose en sedimentos y organismos. Además de presentar tráfico y lavado de lanchas, descarga de aguas residuales e influencia de los Ríos intermitentes Cerritos y Carey y el Río perenne El Diamante.

HIPÓTESIS

GENERAL

Si el sistema lagunar La Grande-La Chica es receptor de los Ríos Cerritos, Huanal, Diamante y Carey, así como de aguas residuales y los originados por el tráfico y lavado de lanchas pesqueras, entonces habrá acumulación de HAP en los sedimentos y serán bioacumulados por los moluscos (bivalvos).

PARTICULARES

- Si el tamaño de partícula del sedimento influye en la distribución de la materia orgánica y de los HAP, existiendo una mayor adsorción en las finas en comparación con las partículas mayores, entonces habrá incremento en los niveles de carbono orgánico (CO) y HAP en sedimentos limo-arcillosos.
- Si el contenido de materia orgánica en sedimentos tiene una función importante en la distribución de los HAP, entonces habrá una mayor adsorción de HAP en los sitios con mayor contenido de CO.
- Si en una laguna costera la distribución espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos dependen de la mezcla de agua dulce proveniente de las descargas fluviales y pluviales y del agua de origen marino, la cual está sujeta a los cambios estacionales (secas, lluvias y nortes); que a su vez afectan la acumulación y bioacumulación de HAP, entonces habrá diferencias en las concentraciones de estos contaminantes tanto en sedimentos como en los organismos en cada época climática.

OBJETIVOS

GENERAL

Evaluar la contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos recientes y moluscos (bivalvos) en época de secas, lluvias y nortes en el sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Estudiar la variación de los parámetros fisicoquímicos en agua (profundidad, transparencia, temperatura, salinidad, concentración de oxígeno disuelto y pH) a nivel espacial y temporal en el sistema lagunar La Grande-La Chica y relacionarlo con la distribución y niveles de HAP, tanto en sedimentos como en moluscos (bivalvos).
- Cuantificar e identificar los HAP en sedimentos recientes en época de secas, lluvias y nortes, así como su distribución espacial en el sistema lagunar La Grande-La Chica.
- Cuantificar e identificar los HAP en moluscos (bivalvos), ostión *Crassostrea virginica* y *C. rhizophorae* y mejillón *Brachidontes exustus* del sistema lagunar La Grande-La Chica, incluyendo épocas de secas, lluvias y nortes.
- Relacionar las concentraciones de HAP en sedimentos con la textura del sedimento y su contenido de carbono orgánico (CO).
- Establecer el origen y distribución de estos xenobióticos en dicho sistema lagunar e inferir las posibles repercusiones para los organismos acuáticos.

AREA DE ESTUDIO

El sistema lagunar La Grande-La Chica se localiza dentro de la llanura costera del Golfo de México, en la región central del litoral del Estado de Veracruz. Se ubica entre las coordenadas geográficas 20° 02' y 20° 06' de latitud norte y los 96° 36' y 96° 42' de longitud oeste, con una superficie total de aproximadamente 8 km^2 (Fig.10).



Figura 10. Sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México.

La Laguna La Chica tiene una superficie de 2.4 km^2, ocupa la porción noroccidental del sistema lagunar, sus dimensiones aproximadas son 3 km de longitud por 0.8 km de ancho. La Laguna Grande tiene alrededor de 4.7 km de longitud por 1.5 km de ancho, con una área cercana a los 5 km². Ambas se encuentran comunicadas entre sí por un canal estrecho, conocido como "El Caño",

desembocando en el Golfo de México por medio de otro canal localizado en el extremo sureste de la Laguna Grande mediante una Boca de aproximadamente 300 m de ancho (García-Cubas *et al.*, 1992; Contreras, 1993).

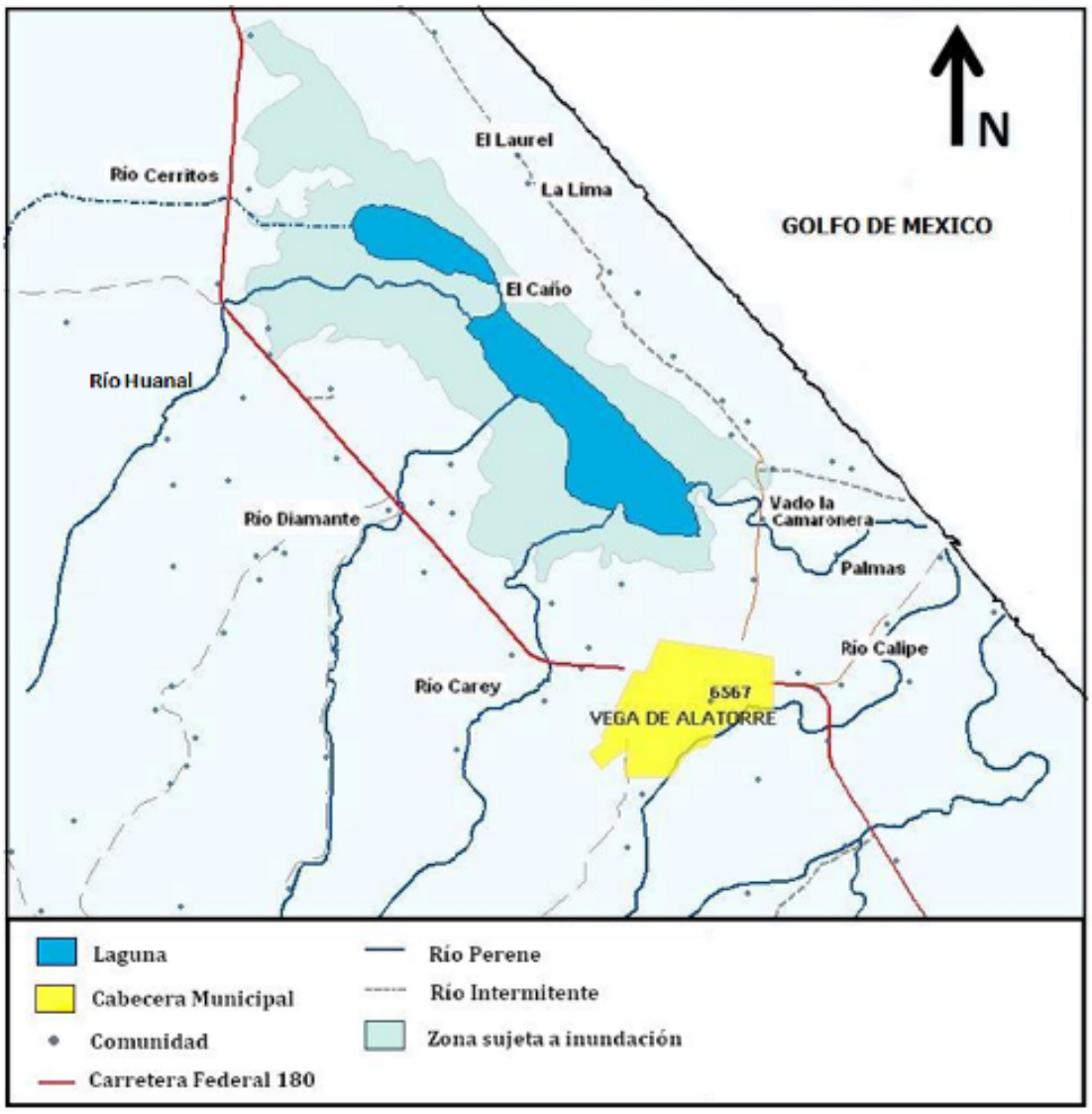


Figura 11. Ríos que desembocan en el sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México.

Al sureste de la Laguna La Grande desemboca el Río Colipa o Calipe; integrados al sistema se encuentran el "Cerritos", que se une a la laguna La Chica en su extremo noroccidental y los denominados “Huanal”, "Diamante" y "Carey", que vierten su contenido en la laguna La Grande (Fig. 11).

De acuerdo a la clasificación de Lankford (1977), es una depresión inundada protegida por una barrera arenosa (Tipo IIIA), con los ejes de orientación paralelos a la costa y batimétricamente es típicamente poco profunda, excepto en los canales erosionados. En general, es un sistema somero, tiene una profundidad media de 0.7 m, con registros de más de 1 m en el canal "El Caño". Durante el verano, el sistema es predominantemente oligohalino (0.5-5.0 ups), excepto en las áreas del canal próximas a la comunicación con el mar, en donde se comporta como polihalino (18-30 ups) y en gran parte están cubiertas por *Rhizophora mangle* y *Avicenia germinans* (García-Cubas *et al.,* 1992).

El clima de acuerdo con la clasificación de Köppen, modificada por García (2004), es del tipo Aw1 (x') (i’), que corresponde a un clima cálido sub-húmedo, con una temperatura media anual de 23.3°C., con lluvias abundantes en verano y hasta principios de otoño, con menor intensidad en invierno, vientos fuertes en los meses de diciembre y enero y una precipitación anual de 1,552.1 mm. Existen tres estaciones climáticas fácilmente distinguibles que son: sequía o estiaje (marzo a mayo), lluvias (junio a octubre) y nortes (noviembre a febrero), esta última se

caracteriza por lluvias, descenso de la temperatura y fuertes vientos (SEMARNAP y FAO, 1995; Soto *et al.,* 2001).

Es un área ecológicamente importante debido a que son zonas de alimentación y reproducción de varias especies y socioeconómicamente por la pesca ribereña comercial y de subsistencia, existiendo tres cooperativas registradas con 206 pescadores, la más grande "La Perla del Golfo" con 154 socios, "Rivereños de Laguna Grande" con 29 y "Nuevo Amanecer" con 23, siendo alrededor de 300 familias las que dependen directamente de la pesca (Salazar, 2010).

METODOLOGÍA

Muestreo

El estudio abarcó las tres épocas climáticas características del Golfo de México, lluvias (septiembre 2007), secas (mayo 2008) y nortes (febrero 2009). Se recolectaron en total 29 muestras de sedimentos superficiales distribuidas en 10 estaciones en el sistema lagunar (Tabla 3); los ostiones y mejillones se obtuvieron de los 2 bancos existentes dentro del sistema, ubicados al sur de laguna La Grande (Fig. 12).

Tabla 3. Localización geográfica de las estaciones de muestreo en el Sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México.

		Coordenadas	
Estación	**Localidad**	**Latitud N**	**Longitud W**
1	Laguna Chica Norte	20º 05' 39.2"	96º 41' 33.3"
2	Desembocadura Río Cerritos	20º 05' 18.8"	96º 41' 23.5"
3	Laguna Chica Sur	20º 05' 10.1"	96º 40' 33.1"
4	Laguna Grande Norte	20º 04' 51.0"	96º 40' 25.4"
5	Desembocadura Río Diamante	20º 04' 09.2"	96º 40' 20.5"
6	Laguna Grande Centro	20º 03' 48.6"	96º 39' 41.3"
7	Laguna Grande Sureste	20º 03' 18.0"	96º 39' 21.0"
8	Desembocadura Río Carey	20º 03' 12.8"	96º 39' 33.6"
9	El Vado	20º 03' 21.5"	96º 38' 52.7"
10	Boca	20º 03' 01.9"	96º 37' 14.8"

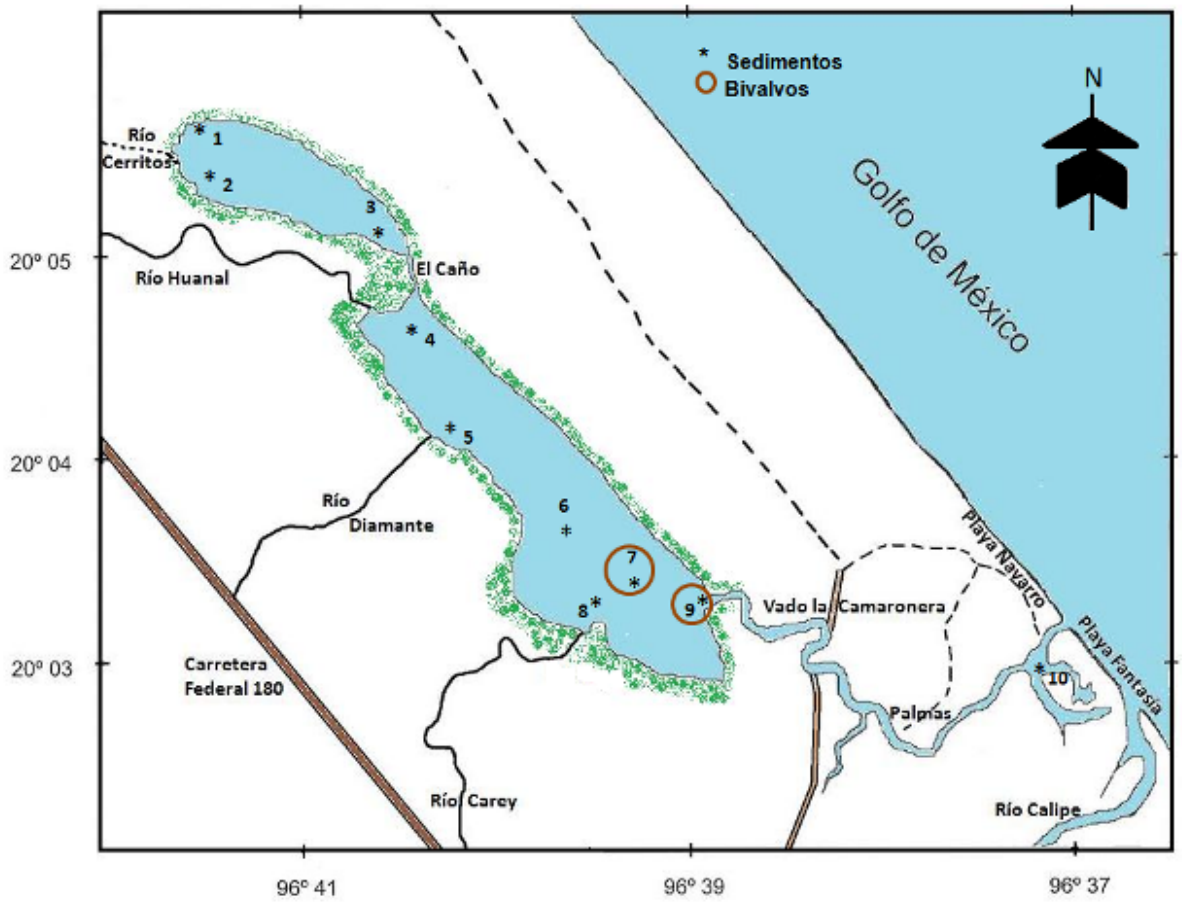


Figura 12. Localización geográfica de las estaciones de muestreo en el Sistema lagunar La Grande-La Chica, Veracruz, México.

En cada estación se registraron *in situ* la temperatura del agua, pH, salinidad y concentración de oxígeno disuelto con una Sonda Multiparamétrica YSI modelo 556 MPS y la profundidad y transparencia con el disco de Secchi. En cada sitio se recolectó una muestra de sedimento superficial (5 cm) empleando una draga tipo Ekman (3L), con ayuda de una espátula metálica se tomó una submuestra para el análisis de HAP, la cual se colocó en frascos de vidrio (previamente lavados y

enjuagados con acetona y hexano y secados a 200 ºC por 18 h) y se obtuvieron otras dos submuestras para el análisis granulométrico y de CO, las cuales se guardaron en bolsas de plástico.

Los organismos fueron recolectados al azar manualmente, envueltos en papel aluminio y guardados en bolsas de plástico. Todas las muestras fueron preservadas a 4°C hasta su posterior análisis en el laboratorio. La determinación de las especies se realizó de acuerdo a García-Cubas (1981), contando con dos especies de ostión (*Crassostrea virginica* y *C. rhizophorae*) y un mejillón (*Brachidontes exustus*) y la especie de macroalga encontrada en el centro de la laguna La Grande (E6) fue determinada por el Dr. Kurt Dreckmann (Lab. Ficología, UAMI) como *Gracilariopsis lameneiformis*.

Métodos Analíticos

Sedimentos

La caracterización del tamaño de grano de los sedimentos se hizo por medio del análisis granulométrico. A una muestra de 15g de sedimento húmedo se le agregó peróxido de hidrógeno (al 30%) para oxidar la materia orgánica; una vez terminada la reacción, la fracción gruesa fue separada de la fina (limo-arcilla) mediante un tamizado en húmedo usando una malla de 0.0625 mm. La fracción fina se analizó por medio de la técnica de pipeteo propuesta por Folk (1974). En cuanto a las arenas, se cuantificaron como fracción total.

Para el análisis del contenido de CO y HAP en sedimentos, las muestras fueron secadas a temperatura ambiente en charolas de papel aluminio, maceradas y tamizadas con luz de malla de 0.0625 mm (4 ϕ).

La determinación del CO se llevó a cabo mediante la técnica propuesta por Gaudette *et al.* (1974), la cual consiste en la oxidación de la materia orgánica con dicromato de potasio y ácido sulfúrico concentrado, seguida de una titulación del exceso de dicromato con sulfato ferroso. Cada muestra se analizó por duplicado, al igual que dos blancos.

Para la extracción, purificación y determinación de los HAP se utilizó el método propuesto por UNEP/IOC/IAEA (1992). Se tomó una submuestra de 5 g (peso seco) del sedimento tamizado para realizar la extracción en un equipo Soxhlet, empleando papel filtro Whatman No. 2. Se agregaron 250 mL de una mezcla de hexano:diclorometano (5:5) al matraz de balón y se efectuó la extracción durante 8 h. Posteriormente se concentró el extracto proveniente de la etapa anterior en un rotoevaporador hasta obtener un volumen aproximado de 2 mL.

La purificación y separación de las fracciones alifática y aromática se hizo mediante cromatografía de adsorción en columnas de vidrio de 2 cm de diámetro interno por 3 cm de longitud, se empacaron en el siguiente orden: fibra de vidrio, sílica, alúmina y sulfato de sodio anhidro. La sílica y la alúmina se activaron a 200 °C

durante 4 h y se desactivaron al 5% con agua desionizada. Se añadió la muestra y se agregaron 20 mL de hexano para obtener los hidrocarburos alifáticos (F1). La fracción de aromáticos (HAP) (F2) se obtuvo eluyendo con 20 mL de una mezcla hexano:diclorometano (9:1) + 20 mL de otra mezcla hexano:diclorometano (5:5). Posteriormente se concentraron las dos fracciones en un rotoevaporador hasta un volumen aproximado de 2 mL, se trasvasaron a viales y se llevaron a sequedad. Finalmente las muestras se cuantificaron por Cromatografía de Gases.

Bivalvos

Los organismos colectados fueron descongelados, cepillados y lavados con agua destilada, las adherencias (restos de conchas y balanos) fueron retiradas con una espátula. Se midió la longitud total y ancho de las valvas con un Vernier (± 1mm), se registró el peso húmedo total (valvas y cuerpo blando) y el peso húmedo sin concha (cuerpo blando o tejido), con ayuda de una balanza granataria (0.01g). El tejido fresco fue homogenizado y colocado en frascos de vidrio previamente lavados y esterilizados.

Para la obtención del porcentaje de humedad, se colocó una submuestra en un vaso de precipitados y fue secada entre 80 y 100°C, registrando el peso seco; posteriormente fue calcinada a una temperatura de 550°C para la determinación del contenido de cenizas. El porcentaje de lípidos se calculó mediante el método de Soxhlet, el cual consistió en la extracción de una muestra seca con una mezcla de

hexano: éter (8:2) durante 8 h, después se rotoevaporó, se dejó secar y se obtuvo el peso constante.

Para la extracción, purificación y determinación de los HAP en moluscos (bivalvos) se utilizó la técnica de la UNEP/IAEA/FAO/OIC (1993). Las muestras se secaron y homogenizaron de la misma manera descrita para los sedimentos. Se tomaron alícuotas de 5 g (peso seco) y se extrajo en Soxhlet con metanol (250mL) durante 8 h, después se adicionó KOH 0.7 M (30mL), agua desionizada y se dejó el reflujo por 2 h más.

El extracto de la muestra se colocó en embudos de separación de 1 L, se realizaron enjuagues con hexano, recolectando la fase hexánica en un matraz de balón de 250 mL, posteriormente se filtró con fibra de vidrio y $NaSO_4$ y se rotoevaporó hasta aproximadamente 2 mL (<30°C y 35 psi).

Para la limpieza del extracto se utilizaron columnas de 2 cm de diámetro interno por 30 cm de longitud, que fueron empacadas en el siguiente orden: fibra de vidrio, sílica, alúmina y sulfato de sodio. La sílica y la alúmina se activaron a 200 °C y desactivaron al 5 % con agua desionizada. Se añadió la muestra y se agregaron 20 mL de hexano para la obtención de la F1 (alifáticos), posteriormente se agregaron 20 mL de una mezcla hexano:diclorometano (9:1) + 20 mL de otra mezcla hexano:diclorometano (5:5), para la obtención de la F2 (aromáticos). Finalmente, se concentraron las dos fracciones en un rotoevaporador hasta un volumen aproximado

de 2 mL y se trasvasaron a viales y llevaron a sequedad. Las muestras se analizaron por Cromatografía de Gases.

Como control de calidad se incluyó el análisis de blanco de reactivos (1 por cada 5 muestras problema). Tanto en los lotes de muestras de sedimentos como en la de tejidos.

Cuantificación de HAP

La separación de los HAP se efectuó en un cromatógrafo de gases (Agilent modelo 6890 Plus), equipado con detector de ionización de flama y una columna capilar de sílice fundida HP-5MS de 30 m x 0.25 mm D.I. x 0.25 µm de grosor de capa de fenil metil silicona 5% y se usó helio como gas acarreador. Las muestras se inyectaron en el modo splitless a 325°C. El programa de temperatura utilizado fue el siguiente: temperatura inicial del horno fue de 80°C durante 1 min, calentando a 160°C aumentando a 25°C min^{-1}, posteriormente se llevó a 300°C con un incremento de 3°Cmin^{-1} y por último a 325°C con una tasa de 25°Cmin^{-1}, mantenida por 1 min. La temperatura del detector de flama fue de 325°C. Para la cuantificación e identificación de HAP se empleó una mezcla estándar con 16 HAP: Naftaleno, Acenaftileno, Acenafteno, Fluoreno, Fenantreno, Antraceno, Fluoranteno, Criseno, Pireno, Benzo[a]antraceno, Benzo[b]fluorantheno, Benzo[k]fluoranteno, Benzo[a]pireno, Indeno[1,2,3-cd]pireno, Benzo[ghi]perileno y Dibenzo[a,h]antraceno.

Además para la validación de los análisis químicos fue procesado el material de referencia de tejido de mejillón seco IAEA-142 (IAEA, 1996), para determinar el porcentaje de recuperación, el cual fue en promedio de 78% (±25%).

Análisis Exploratorio de Datos

Se analizó la variabilidad temporal de los factores físico-químicos en agua y sedimentos entre los meses de muestreo mediante métodos gráficos comparativos como los diagramas de caja y bigote (Salgado-Ugarte, 1992), estos muestran la mediana de los datos con la línea central horizontal de la caja; los márgenes inferior y superior de la caja son los cuartiles 25 y 75 y los límites de los bigotes son los percentiles 5 y 95 (en este trabajo incluyen también los valores extremos) (Boyer *et al*., 1997; Burke *et al.,* 2002).

Para verificar la significancia de tales diferencias fueron aplicados análisis de varianza de una vía (ANOVA) y el método no paramétrico de Kruskall-Wallis con un nivel de significancia de 95% ($p<0.05$), utilizando como factor la época climática (mes de muestreo), además se realizaron comparaciones múltiples (Tukey-Kramer y Kruskall-Wallis Z) para reconocer diferencias específicas (Zar, 1997).

Asimismo, se construyeron matrices de correlación entre las variables empleando el coeficiente de Pearson ($p<0.05$) para todos los datos, que se analizaron con el programa estadístico STATISTICA® versión 99 para Windows.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

AGUA

A continuación se describen los resultados de los parámetros fisicoquímicos obtenidos en el sistema lagunar La Grande-La Chica, durante la época de lluvias (septiembre), secas (mayo) y nortes (febrero). Cabe mencionar que el área de estudio mantuvo comunicación con el mar a través de la Boca en el muestreo de lluvias y nortes.

En la tabla 4 se muestra los resultados de los diferentes parámetros fisicoquímicos del agua, los cuales están estrechamente relacionados con el desarrollo de los organismos y con los procesos bioquímicos en la acumulación de algunos HAP (Page *et al.,* 2000; Tremblay *et al.,* 2005).

Tabla 4. Valores de los parámetros físico-químicos por temporada en el Sistema lagunar La Grande-La Chica (promedio y desviación estándar).

Parámetro	Lluvias	Secas	Nortes
Profundidad (m)	0.71 (±0.28)	0.96 (±0.23)	0.95 (±0.23)
Transparencia (m)	0.21 (±0.08)	0.67 (±0.15)	0.62 (±0.13)
Temperatura del agua (°C)	30.8 (±1.00)	31.9 (±1.80)	23.2 (±0.60)
Salinidad (ups)	2.1 (±1.60)	15.4 (±8.20)	11 (±3.90)
Ph	7.3 (±0.20)	8.0 (±0.20)	7.9 (±1.00)
Oxígeno disuelto (mg/L)	5.4 (±1.90)	5.9 (±0.50)	10. 2 (±1.60)

Profundidad y Transparencia

En época de lluvias la profundidad promedio fue de 0.71m (0.35m–1.15m), en secas de 0.96m (0.7-1.4m) y en nortes de 0.95 m (0.6-1.3m); las estaciones más someras se ubicaron en la desembocadura de los Ríos Carey (E8) y Cerritos (E2) y el sitio más profundo se encontró en la Boca (E10). Respecto a la transparencia, la media registrada en lluvias fue de 0.21m (0.1-0.35m), 0.67m (0.5-1m) en secas y 0.62m (0.35-0.8m) en nortes; la menor visibilidad se observó en las desembocaduras de los Ríos Cerritos (E2), Diamante (E5) y Carey (E8) y la mayor en la Boca.

En general, el sistema lagunar es somero, con una profundidad máxima promedio de 1.3m y mínima de 0.55m, siendo menos profunda la laguna La Chica que La Grande, el sitio más somero se ubicó en la desembocadura del Río Carey al sureste de La Grande y la región más profunda se encontró en la Boca de comunicación con el Golfo de México. La transparencia mostró su valor máximo en temporada de secas (0.67m) y el valor mínimo en lluvias (0.21m), que puede ser ocasionado por el acarreo de sedimentos de los ríos hacia las lagunas y por la dispersión y resuspensión de los materiales de grano fino por los vientos.

De acuerdo a la profundidad no se encontraron diferencias significativas entre épocas, sin embargo, la transparencia si presentó estas diferencias (p<0.0001), teniendo una visibilidad mayor en secas y la menor en lluvias (Fig. 13). Esto indica que en lluvias, la turbidez fue mayor, como resultado de la precipitación e influencia dulceacuícola proveniente de ríos y escurrimientos. En nortes, se debió a las

condiciones de nubosidad total, además de la precipitación y vientos que provocan turbulencia, por el contrario, en secas el cielo estuvo completamente despejado, condiciones que de acuerdo a Rivera-Monroy *et al*. (1998) tienen influencia sobre este parámetro, ya que a menor nubosidad puede haber mayor transparencia por la cantidad de luz que llega a la columna de agua y viceversa.

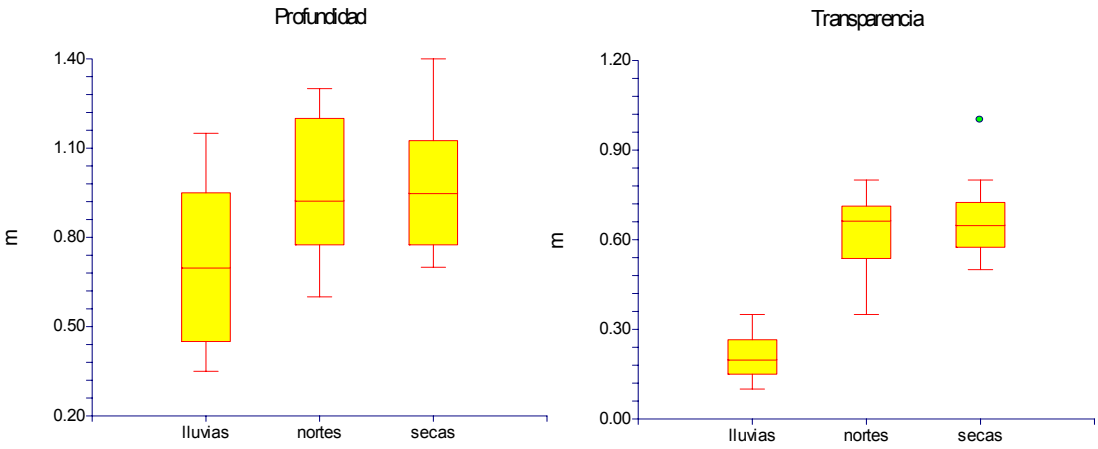


Figura 13. Variación temporal de la profundidad y transparencia en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.

Asimismo, hubo una correlación positiva entre la profundidad y la turbidez en época de lluvias y secas (r=0.76, *p*=0.017 y r=0.78, *p*=0.0089).

La reducción de la transparencia del agua fue debido a diversos factores tales como la cantidad de partículas sólidas en suspensión, lo que afecta las funciones biológicas de los organismos con hábitos filtradores como los moluscos bivalvos, debido a que las corrientes son los medios para obtener su alimento, en estas

condiciones su hábitat ideal requiere de flujos continuos pero no turbulentos, ya que una alta turbidez puede alterar su mecanismo filtrador y producirle la muerte debido a las interferencias en su alimentación y respiración, así como en otros procesos fisiológicos de estos moluscos (Toledo-Ocampo, 2005). No obstante, durante las épocas de muestreo sólo en lluvias se registró mayor turbidez, sin embargo no fue menor a la considerada como valor mínimo de 5cm, medido mediante el disco Sechii (Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia, 2003).

Temperatura y salinidad del agua

La temperatura del agua en promedio fue de 30.8°C en lluvias, 31.9ºC en secas y 23.3°C en nortes (Fig. 14). Este comportamiento puede explicarse debido a que el área de estudio está situada en una región característicamente cálida de México, la cual presenta la influencia de las tres épocas climáticas (Luna-Bauza, 1974).

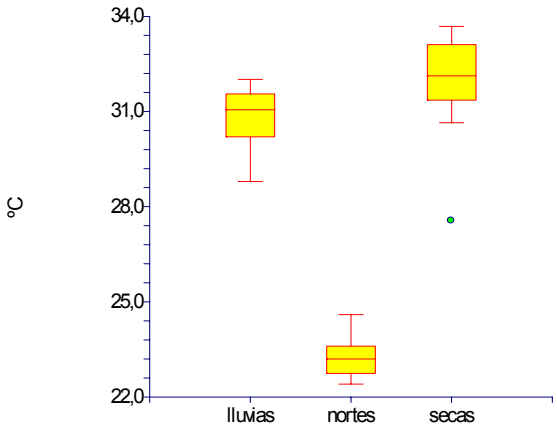


Figura 14. Variación temporal de la temperatura del agua en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.

Con respecto a la variación temporal, se encontraron diferencias significativas entre las épocas climáticas (p<0.0001), obteniendo en lluvias temperaturas desde los 29ºC al norte de la laguna La Chica (E1) hasta 32ºC en la desembocadura del Río Carey y la Boca, esta oscilación es producida por los cambios diurnos de temperatura con una mínima a las 11 a.m. y la máxima a las 3 p.m. En época de secas fluctuó de 28ºC en la Boca hasta los 33-34ºC en el interior del sistema y su distribución fue afectada principalmente por la intrusión de agua marina a través de la Boca de comunicación y por la descarga de los efluentes, además presentó una relación inversamente proporcional con la profundidad (r=-0.81, p=0.0058). En nortes hubo poca variación, teniendo de 22 a 24ºC con un decremento de hasta 9ºC con respecto a estiaje, esto por las temperaturas menores que imperan en esta época debido a la influencia de los vientos ocasionados por los frentes fríos, que en el Golfo de México se presentan desde octubre hasta mayo, siendo más frecuentes a mediados del invierno, llegando a ocurrir hasta dos por semana en los meses de enero y febrero, generando vientos de hasta 30 m/s, descenso de temperatura que van de 2 a 15°C en 24 horas, nubosidad baja y precipitación (Magaña-Rueda, 1999).

Por lo tanto, la temperatura del agua en el sistema mantuvo una relación estrecha con la temperatura del ambiente, alcanzando valores mínimos de 22 a 25°C en febrero y máximos de 34°C en mayo, siendo afectada principalmente por las condiciones meteorológicas imperantes, incrementándose en estiaje, disminuyendo en lluvias y siendo menor en nortes. Además, de a cuerdo a

Contreras (1991), la poca profundidad es un factor que favorece un rápido calentamiento o enfriamiento de la columna de agua en respuesta a los diferentes cambios atmosféricos.

Con respecto a los niveles de salinidad, en época de lluvias la mayor se ubicó en la Boca del sistema con 5.45 ups y disminuyó hacia la parte norte de la laguna La Chica (0.5 ups) en el área influenciada por la descarga del Río Cerritos y teniendo valores intermedios en la parte central. Esta baja salinidad puede deberse a que la Boca de comunicación se encontraba abierta y la corriente era de salida, por lo que no había introducción de agua marina, acumulándose el agua dulce proveniente de las descargas de los ríos y la precipitación, ya que esta última fue de aproximadamente 6 a 10 mm en el mes de septiembre con un promedio mensual de entre 290 y 320 mm (SMN, 2010). En secas, existió un comportamiento similar, sin embargo las concentraciones fueron mayores con 26 ups en la Boca y los mínimos de 5 ups en las zonas cercanas al aporte dulceacuícola. Aunque la boca de comunicación estaba cerrada, este patrón fue ocasionado por la anterior apertura de la boca mediante dragado, lo que permitió la intrusión de agua marina proveniente del Golfo de México que penetro a través del canal de comunicación y es diluida en el sistema lagunar por el agua dulce procedente de los Ríos Cerritos, Huanal, Carey y Diamante. Este mismo comportamiento se observó en nortes, con salinidades bajas al norte del sistema (6 a 10 ups) y estuarinas al sur (11 a 20 ups).

En general, los regímenes climáticos de estiaje, lluvias y nortes propician cambios drásticos en la salinidad, teniendo un promedio mayor en secas (15.4 ups) debido a la evaporación, ocasionada por temperaturas más altas y poca profundidad; en lluvias la descarga de los ríos y escurrimientos disminuyeron la salinidad a un promedio de 2.1 ups, además del transporte de agua hacia el mar, ya que se establece la comunicación por apertura de la Boca; y en nortes la salinidad se encontró en concentraciones intermedias con un promedio de 11 ups, siendo afectada tanto por la conexión con el mar como por la precipitación y bajas temperaturas de los vientos del norte (Aranda-Cirerol *et al.*, 2006). De acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis hay diferencias significativas entre épocas climáticas (p<0.001) (Fig. 15), las cuales son generadas por el balance hidrológico entre las entradas de agua dulce (ríos y escorrentías), pérdidas por evaporación y la entrada de agua marina, siendo totalmente diferente la época de lluvias a la de secas y nortes.

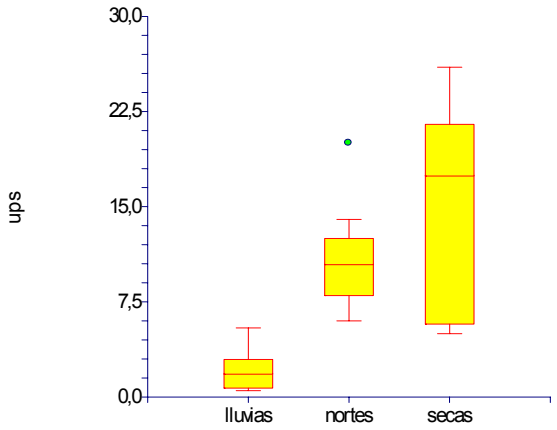


Figura 15. Variación temporal de la salinidad en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.

De acuerdo a la agrupación sugerida por Contreras y Warner (2004) y por los registros obtenidos, en época de lluvias las lagunas se comportaron como un sistema oligohalino (<10 ups) y en estiaje y nortes como estuarino (10- 30 ups). Además, es posible ubicar y agrupar el sistema en dos, la región norte conformada por la laguna La Chica, la cual mantuvo condiciones oligohalinas durante las tres épocas (0.5-8 ups), por la poca influencia marina; y la región sur, correspondiente a laguna La Grande, que presentó tanto condiciones oligohalinas como estuarinas, debido a la descarga de los Ríos Diamante, Huanal y Carey y por la influencia directa de la Boca.

Tanto la temperatura como la salinidad son factores importantes en la biología de los organismos marinos (Ponce-Palafox *et al*., 1997). Ambos influyen de manera directa sobre la distribución, supervivencia y abundancia de los bivalvos y sus larvas. *Crassostrea virginica* normalmente se encuentra en salinidades de entre 5 y 30 ups y *Crassostrea rhizophorae* se localiza principalmente adherida a raíces de *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y en menor proporción formando bancos sobre fondos someros donde las salinidades son de media a alta y temperaturas entre 25 y 31°C (Riaño-Silva y De la Ossa-Velásquez, 2000), lo que explica que durante los tres muestreos se haya encontrado ejemplares de *C. virginica* y sólo en secas y nortes *C. rhizophorae*, ya que en lluvias la salinidad fue menor de 10 ups y esta especie no sobrevive en agua dulce.

Además, de acuerdo a Davis y Calabrese (1964), en secas y nortes en los dos bancos ostrícolas (E7 y E9) se encontraron las condiciones adecuadas para la sobrevivencia de estos organismos, ya que la temperatura y salinidad óptimas para las larvas de *C. virginica* es de 20-32°C y 10-27 ups y para adultos de 20-30°C y 14- 28 ups, pero pueden sobrevivir desde 0 a 42 ups (Brown y Hartwick, 1988; Fisher *et al*., 1996; Shumway, 1996). Según Shumway (1996), una salinidad mayor de 10 ups es requerida para su crecimiento, sin embargo en época de lluvias este parámetro se encontraba por debajo del intervalo óptimo en la E7, por lo que no se encontraron ostiones en este sitio, únicamente en la E9 que contaba con la salinidad mínima requerida. No obstante Andrews *et al*. (1959) y Kennedy (1991) mencionan que estos organismos pueden sobrevivir periodos de bajas salinidades debido a la inducción de un estado de depresión metabólica por cierre de valvas. Cuando el cambio de salinidad es de 10 ups prolongado por varias horas, los ostiones permanecen con sus valvas cerradas y las funciones de respiración y alimentación se paralizan (Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia, 2003). Por lo tanto, es importante considerar estos dos parámetros para entender la distribución de estos organismos, así como su dinámica en las diferentes épocas climáticas, ya que estos parámetros actúan sobre la velocidad de filtración, respiración, alimentación, maduración de las gónadas**,** desove, así como en el desarrollo de los huevos y la velocidad de crecimiento de las larvas (Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia, 2003). Además, su interacción y variación tienen efectos en el crecimiento, reproducción y desarrollo de las poblaciones (Shumway, 1996; Tolley *et al*., 2005).

El mejillón *Brachidontes exustus* tiene una amplia tolerancia de temperatura y los cambios en este parámetro están correlacionados con el periodo de desove, el cual se produce a finales de la época de nortes y en secas (entre marzo y abril) y en lluvias (entre septiembre y noviembre) y la gametogénesis parece disminuir durante los meses de invierno (Barber *et al*., 2005).

Oxígeno disuelto (OD)

La concentración de OD es un importante parámetro de calidad del agua en ambientes estuarinos, ya que concentraciones bajas (<2 mg/L) pueden ser fisiológicamente estresantes e incluso letales para los organismos acuáticos (Breitburg *et al*., 1997). En estos ambientes el oxígeno es producido principalmente por fotosíntesis y consumido por respiración de productores primarios, bacterias y por procesos de degradación (DBO), entre otros (Fortes y Silva, 2006).

El sistema lagunar La Grande-La Chica en lluvias tuvo una concentración promedio de 5.4 mg/L de OD, con valores que van desde los 1.8 mg/L al norte de la laguna La Chica (E1) hasta los 7.3 mg/L en la desembocadura del Río Carey (E8). Los valores en La Chica (E1-E4) fueron menores al límite permisible de calidad de agua marina (áreas costeras) para la protección de la vida acuática el cual es de 5 mg/L (CNA, 2003); no obstante, Vander Leeden *et al.* (1990) mencionan un mínimo de 2.0 mg/L, como hipoxia (OD <2 mg/L), condiciones presentes al norte y sur del sistema y de acuerdo con De la Lanza-Espino (1994),

en este tipo de ecosistemas pueden ser originadas por su consumo durante el proceso de oxidación de los aportes orgánicos provenientes de ríos y de la vegetación circundante.

En secas los niveles de OD fueron mayores, con una concentración promedio de 6.5 mg/L, la máxima se observó al norte de la laguna La Chica (E1) (7.7 mg/L) y la mínima en El Vado (E9) (5.3 mg/L). En época de nortes el promedio fue de 10.2 mg/L, con una mínima en la E1 (6.8 mg/L) y la máxima en la desembocadura del Río Diamante (12.4 mg/L). De acuerdo con Flores-Verdugo *et al.* (1990) estos valores pueden estar relacionados con el gran aporte de nutrientes y materias húmicas que en época de lluvias ingresan a estos sistemas, los cuales originan un incremento en la producción primaria en los meses posteriores, teniendo una mayor producción de oxígeno, además de las temperaturas bajas en la superficie del agua y de los vientos del norte presentes en esta época que provocan un mayor oleaje y mezcla aumentando la probabilidad de que la superficie de la columna del agua se encuentre saturada o sobresaturada de oxígeno.

En relación a la distribución temporal, la mayor concentración promedio se obtuvo en nortes, seguida por la de secas y la mínima en lluvias, con diferencias significativas entre épocas climáticas ($p<0.0001$) (Fig. 16). En lluvias la temperatura fue mayor y el contenido de OD disminuyó en razón de su poca solubilidad, pero también es causa del consumo tanto de los organismos como del requerido para la descomposición de la materia orgánica que es aportada por la

descarga de los ríos. En estiaje los niveles mayores pueden explicarse de acuerdo a lo expuesto por Torres y Gutiérrez (2000), quienes señalan que durante este periodo se puede producir una saturación y sobresaturación de oxígeno como resultado de una elevada producción primaria y una subsaturación durante lluvias debido al consumo de oxígeno durante el proceso de oxidación de los aportes orgánicos provenientes de la vegetación del sistema. En nortes las temperaturas menores y la influencia de los vientos provocaron el aumento de OD.

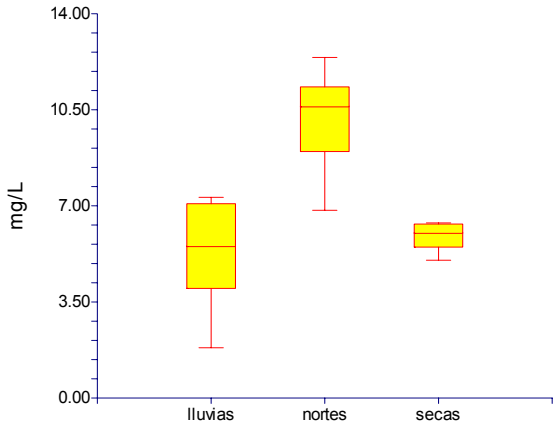


Figura 16. Variación temporal del oxígeno disuelto en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.

En relación con los bivalvos, un evento de baja concentración de oxígeno puede ser clasificada operacionalmente en tres niveles: hipoxia moderada (4 mg/L ≥ O_2 > 2 mg/L), hipoxia severa (2 ≥ O_2 ≥ 0.5 mg/L) y anoxia (O_2 < 0.5 mg/L) (Renaud, 1986; Díaz y Rosenberg 1995; Turner *et al*., 2005). En época de lluvias, en la

desembocadura del Río Cerritos (E2) se encontraron condiciones de hipoxia moderada, la cual puede tener influencia en el metabolismo, crecimiento y patrones de movimiento de los organismos (Rosas *et al.,* 1999; Mistri, 2004; Montagna y Ritter, 2006) y el norte de la laguna La Chica (E1) presentó hipoxia severa, que de acuerdo a Saoud *et al.* (2000) y De Zwaan y Babarro (2001) tiene efectos perjudiciales en las poblaciones de bivalvos.

Sin embargo, en la mayoría de las estaciones (principalmente en la E7 y E9 donde se encuentran los bancos de ostión), se encontraron concentraciones de OD suficientes para el desarrollo de los moluscos bivalvos, ya que los ostiones utilizan sólo una pequeña cantidad del OD en el agua. En la mayoría de los casos, menos del 10% del disponible es removido del agua; esta mínima utilización de oxígeno se debe al rápido transporte de agua que se realiza durante la filtración de partículas de alimento. Se estima que un valor de OD de 3 a 5 mg/L, es suficiente para la supervivencia y crecimiento de los bivalvos (Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia, 2003).

pH

En zonas costeras el pH depende de la influencia marina, de los escurrimientos, precipitación, vegetación circundante, circulación, actividad biológica de algunos organismos y del origen de los suelos. Sin embargo, los procesos biológicos (fotosíntesis y respiración), la turbulencia y la aeración, son

los que principalmente influyen en el pH, por variación del dióxido de carbono (De la Lanza Espino, 1994).

El pH en lluvias osciló de 6.9 en el norte de la laguna La Chica (E1) a 7.6 en el centro de La Grande (E6), estos valores según Contreras (1993) pueden estar relacionados con procesos de descomposición de materia orgánica, que en esta época es aportada principalmente por la descarga de los ríos, esto fue corroborado al encontrar una correlación significativa entre el pH y el OD ($r=0.94$, $p<0.001$), además también comenta que los sitios cubiertos o asociados a bosques de manglar tienen un pH ligeramente bajo ocasionado por el contenido de ácidos húmicos disueltos en el agua que provienen de este tipo de vegetación, condiciones presentes en las estaciones que corresponden a la laguna La Chica, la cual presentó un pH de 6.9 a 7.3.

En secas fluctuó de 7.8 en El Vado (E9) a 8.2 en la desembocadura del Río Cerritos y en la Boca (E2 y E10), presentando un gradiente espacial desde el norte del sistema hasta la Boca, que de acuerdo a De la Lanza-Espino (1994), puede deberse a que los ríos usualmente contienen menor concentración de iones alcalinos que el agua de mar, aunado al aporte de materia orgánica en diferentes estados de descomposición (con producción de CO_2). En el centro de la laguna La Grande (E6) el pH fue de 7.6, posiblemente como resultado de la fotosíntesis de *Gracilariopsis lemaneiformis*, ya que como cita Meyer y colaboradores (1994), este proceso reduce el CO_2 (o HCO_{3^-}) incrementando el pH, también comentan que el

pH marino es relativamente constante, alrededor de 8.2 (8-8.5), debido a la gran capacidad amortiguadora de la combinación de borato y del sistema carbonato-bicarbonato, niveles que se obtuvieron en los sitios cercanos a la Boca (E10) debido a la influencia marina (Knezovich, 1994). Asimismo, en ambientes estuarinos el pH varía en función de la entrada de agua dulce, ya que el agua proveniente de los ríos y escorrentías usualmente acarrean cantidades substanciales de materiales húmicos (Knezovich, 1994). En nortes el pH osciló de 5.8 en el centro de la laguna La Grande (E5) a 8.8 en la Boca (E10).

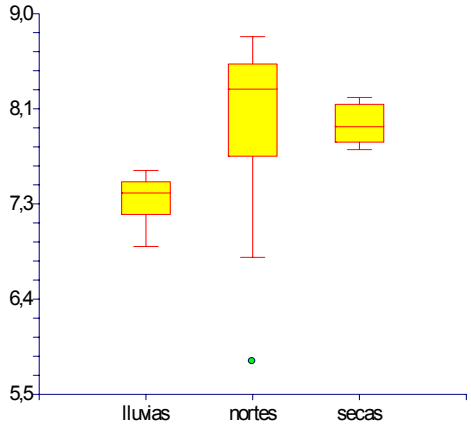


Figura 17. Variación temporal del pH en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.

En cuanto a su variación temporal, el promedio fue de 8.0 en la época de secas, con una notable homogeneidad; 7.3 en lluvias y 8.0 en nortes, fluctuando entre valores neutros y levemente básicos. Aunque este parámetro presenta oscilaciones tanto en el espacio como en el tiempo, no se encontraron diferencias

significativas entre épocas climáticas (Fig. 17) y teniendo valores que se localizaron entre el intervalo de los límites permisibles de calidad del agua para protección de la vida acuática de agua marina, el cual es de 6 a 9 (CNA, 2003).

SEDIMENTOS

Textura de los sedimentos y su contenido de carbono orgánico (CO).

La determinación de la textura de los sedimentos y su contenido de CO es primordial en los estudios de los sistemas acuáticos porque se ha demostrado que la adsorción de contaminantes orgánicos hidrofóbicos, se correlacionan con ambos (Al-Ghadban *et al.*, 1994). Estos dos parámetros en los sistemas costeros tropicales están controlados por una variedad de procesos fluviales, oceanográficos, biológicos y químicos que incluyen el flujo mareal, descarga de ríos y la interacción entre el agua dulce y marina (Sanderson y Taylor, 2003).

Respecto a los resultados obtenidos en el sistema lagunar La Grande-La Chica, los sedimentos estuvieron conformados principalmente por limos y arcillas (< 63 μm), dominando los limos con un promedio de 47.9%, seguido por las arcillas (32.3%) y en menor cantidad las arenas finas de entre 63 y 125 μm con 19.8% (Tabla 5). El color de estos varió entre marrón para el caso de las arenas, a gris oscuro y negro, en las fracciones de limos y arcillas, que cambiaron a gris claro al oxidarse por contacto con la atmósfera.

En la figura 18, se presentan las proporciones de arcillas, limos y arenas en las tres épocas climáticas, en ésta se observa que la región central estuvo constituida

por limos y las estaciones cercanas a la Boca (E7, E9 y E10), principalmente por arenas finas (Φ de 4), además en las estaciones E7 y E9 se encontraron grandes cantidades de restos de exoesqueletos ya que se localizan en los bancos de ostión y mejillón. En la desembocadura del Río Cerritos (E2) se registraron los mayores porcentajes de arenas finas y medias. Esto determina un fondo limo-arcilloso, con los sedimentos de textura gruesa ubicados en la Boca (E10) y desembocadura del Río Cerritos (E2) y los más finos en las zonas más internas y sectores del cuerpo central de las lagunas.

Tabla 5. Resumen estadístico del análisis textural de los sedimentos en época de lluvias, secas y nortes en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.

	Lluvias		Secas		Nortes		General
(%)	(mín-máx)	$\overline{X}$	(mín-máx)	$\overline{X}$	(mín-máx)	$\overline{X}$	$\overline{X}$(D.E.)
Arcillas	14.5-65.8	24.1	20.2-40.7	29.2	25.3-67.2	43.7	32.3 (10.2)
Limos	11.4-81.8	52.4	10.2-74.5	50.3	19.7-60.6	41	47.9 (6.1)
Arenas	0.7-71.3	23.5	1.2-61.4	20.5	1.9-48.3	15.3	19.8 (4.1)

$\overline{X}$=promedio D.E.=desviación estándar

Además es importante mencionar que los sedimentos en la Boca (E10) estuvieron conformados principalmente de arenas finas, sin embargo los porcentajes son menores al 50% presentando un comportamiento atípico.

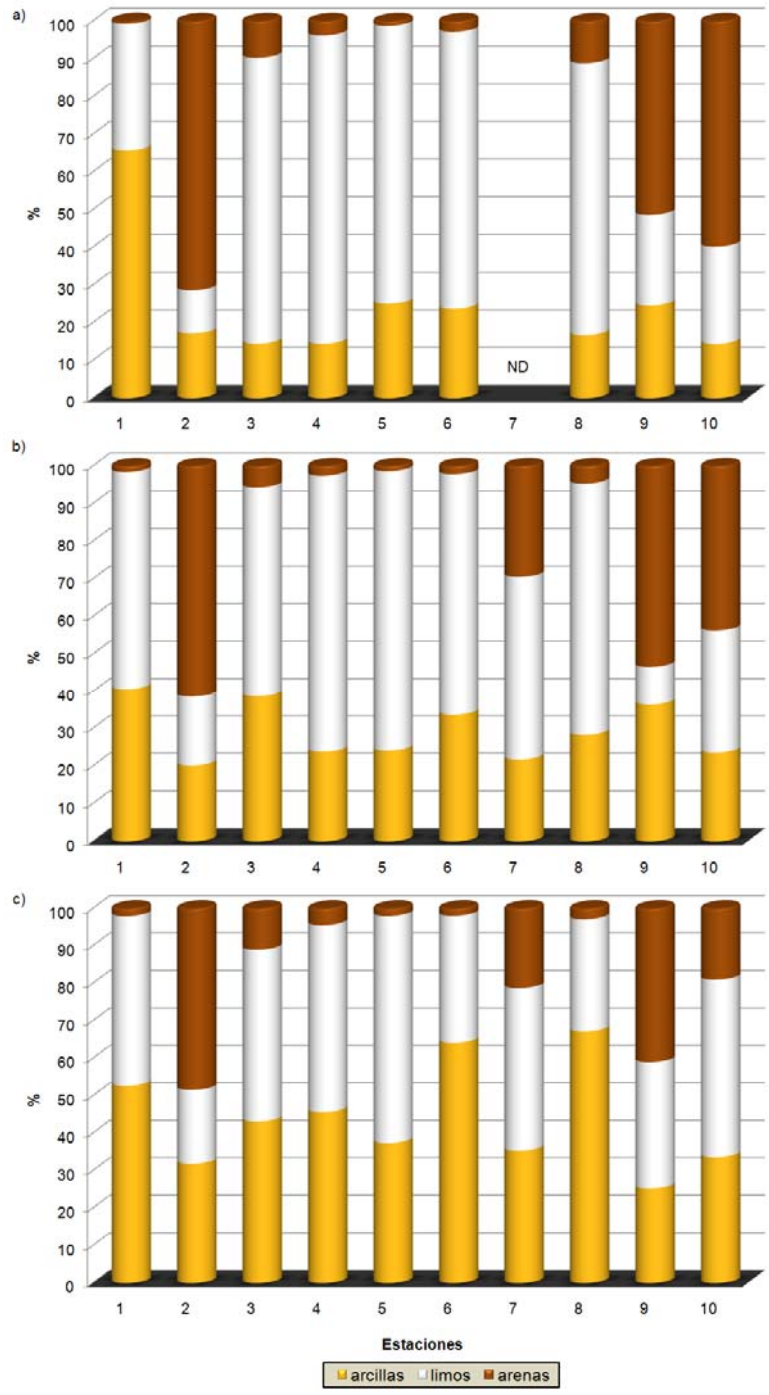


Figura 18. Distribución espacio-temporal de arcillas, limos y arenas en los sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica (a:lluvias b:secas C:nortes ND: no determinado).

En general, los sedimentos de textura más gruesa se distribuyeron en la Boca lagunar y sus inmediaciones, donde las condiciones de energía son elevadas debido a la conexión del cuerpo lagunar con el mar abierto, ya que esta recibe los cambios de marea (Villalba *et al.,* 1992); y los de grano fino fueron depositados en las porciones internas del sistema lagunar (E3-E7), en las que la velocidad de las corrientes son menores permitiendo la acumulación de sedimentos finos. Asimismo, el flujo de los ríos hacia el interior del sistema propicia, con frecuencia, el depósito de los sedimentos finos en la totalidad de la cuenca ocupada por la laguna, a excepción de las áreas cercanas a la barrera litoral (Ayala-Castañares *et al.,* 1996). Desde su llegada a los cauces, los sedimentos presentan un transporte diferenciado donde los diámetros mayores se quedan en la zona de descarga, mientras que el resto llega al interior del sistema lagunar, en el que el encuentro entre corriente y cuerpo receptor crea una interfase en la cual se produce la floculación y el depósito de partículas, debido a que el flujo pierde energía al grado de no poder igualar el peso de las partículas y éstas se precipitan (Galvan *et al.,* 1999; Thrush *et al.*, 2004).

Por lo tanto, el tipo de sedimento puede ser un indicador fundamental del nivel energético de las corrientes de un medio de depósito, cuanto más grueso es el tamaño del grano, más alto es el nivel energético de la corriente que lo depositó (Galvan *et al.,* 1999), de acuerdo a esto, en el sistema lagunar hay una mayor influencia de las corrientes en la zona cercana a la Boca, donde se registró el

mayor contenido de arenas y una menor influencia en los sitios del centro y norte del sistema lagunar donde hay mayor contenido de arcillas y limos.

Además el tamaño de grano de los sedimentos influye en la cantidad de materiales orgánicos que están presentes, Valette (1993) reportó que existe una relación inversamente proporcional entre la distribución de la materia orgánica y el tamaño de grano, teniendo que a menor tamaño de grano hay mayor acumulación de materia orgánica. Esto último es muy importante, ya que los sedimentos del sistema lagunar están conformados principalmente por sedimentos finos (limos y arcillas) que pueden estar adsorbiendo contaminantes los cuales pueden ser resuspendidos en la columna de agua por un tiempo mayor (Lonher y Wetz, 2003), teniendo implicaciones diversas desde la perspectiva ambiental de como estos xenobióticos pueden ser dispersados, transportados e integrados en los sistemas tróficos.

Debido al tipo de sedimento como a su localización y morfología, las lagunas costeras tienden a acumular materia orgánica, nutrientes y contaminantes. Las fuentes de materia orgánica pueden ser autóctonas y alóctonas: las primeras incluyen el fitoplancton, fitobentos, bacterias, macroalgas, pastos, marismas, detritus de manglares y excreciones y restos de animales (peces, crustáceos, moluscos, entre otros); las segundas pueden ser de aguas residuales municipales e industriales, humedales y detritus proveniente de la agricultura que son transportados por ríos y drenajes (Flores-Verdugo, 1990; González-Farías y

Hernández-Garza, 1990) y su caracterización química ha involucrado la evaluación de carbono orgánico (CO) (Libes, 1992) que representa una fracción de ésta.

La determinación del contenido de CO en sedimentos ha sido utilizada como indicador de contaminación, ya que sus niveles son proporcionales a los de la materia orgánica (Eshelman y Hemond, 1985; EPA, 2002), la cual tiene afinidad por metales traza y compuestos orgánicos y amplia influencia en los procesos físicos y biológicos que se llevan a cabo en los sedimentos. También contribuye significativamente a la acidez del agua por la formación de complejos y movilización de elementos orgánicos, además puede influir en la disponibilidad de nutrientes y controlar la solubilidad y toxicidad de contaminantes (Moore, 1989; Ouyang *et al.,* 2006).

El CO en el sistema lagunar, presentó un promedio de 1.8% (±0.2%). Los porcentajes mayores se obtuvieron en la época de lluvias con 2.0% (1.3-2.5%), seguida por secas con 1.8% (0.9-2.6%) y los menores en nortes con 1.6% (0.8-2.7%). Durante la época de lluvias, una de las principales fuentes fueron las descargas de los Ríos Cerritos, Diamante y Carey que atraviesan poblaciones pequeñas circundantes y los cuales transportan el lavado de tierras agrícolas y aguas residuales domésticas que incrementan el contenido de CO en esta época, en comparación con la de secas y nortes, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre épocas climáticas (Fig. 19).

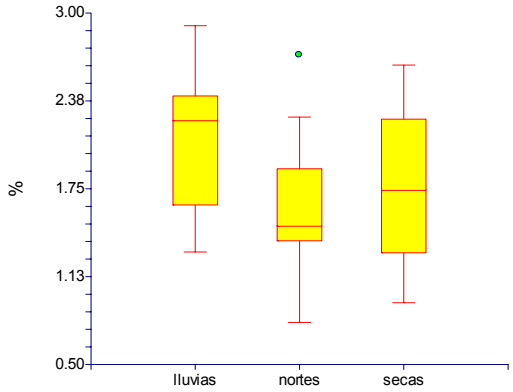


Figura 19. Variación temporal de carbono orgánico en sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica.

En la figura 20 se observa la distribución espacial del CO, en secas se obtuvo el porcentaje mayor al centro de la laguna La Grande (E6) con 2.6%, que es ocasionado por la presencia de grandes manchones de la rodófita *Gracilariopsis lemaneiformis*, ya que de acuerdo a Colangelo *et al.* (1996) y Pusceddu *et al.* (1999) este tipo de vegetación es uno de los principales factores que influyen en la distribución y composición de los componentes orgánicos en las lagunas costeras, incluso la descomposición de macroalgas genera un aumento orgánico, siendo mayor en los meses de verano (estiaje) cuando la temperatura es mayor y el agua presenta poco movimiento teniendo como consecuencia un inmediato y substancial enriquecimiento orgánico de los sedimentos, incluso Pollard *et al.* (1993) citan que en los ecosistemas tropicales las algas bentónicas son la principal fuente de CO. En lluvias, el mayor porcentaje fue de 2.5% y en nortes de 2.7% al sur y norte de la laguna La chica (E3 y E1, respectivamente), destacando

también el aporte del mangle, que constituye otra fuente alóctona de materia orgánica al sistema, ya que es bien conocido que en las lagunas costeras tropicales, la contribución de CO desde los manglares en ocasiones puede ser mayor que las entradas terrígenas (Dittmar *et al.,* 2001), además de que son consumidos por pocos organismos, por lo que la mayoría de esta materia orgánica producida es acumulada como detritus en los sedimentos (González-Farías *et al.,* 2006).

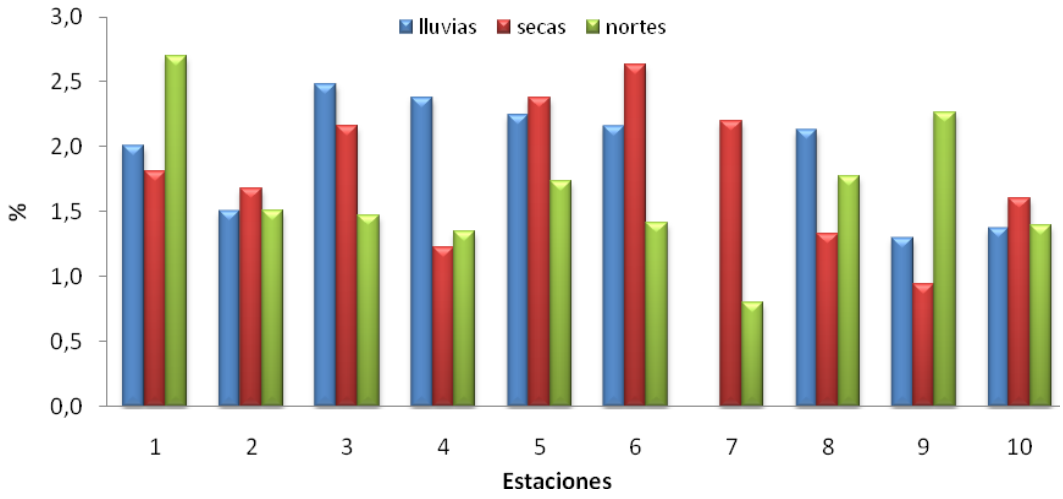


Figura 20. Distribución espacio-temporal de carbono orgánico en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.

También en los sitios E3 y E5 se registraron porcentajes promedios significativos (2.2 y 2.1%), que pueden deberse a que estos sitios reciben las descargas de los Ríos Cerritos y El Diamante, respectivamente, los cuales pueden estar transportando materiales orgánicos, que de acuerdo a Dittmar *et al.* (2001)

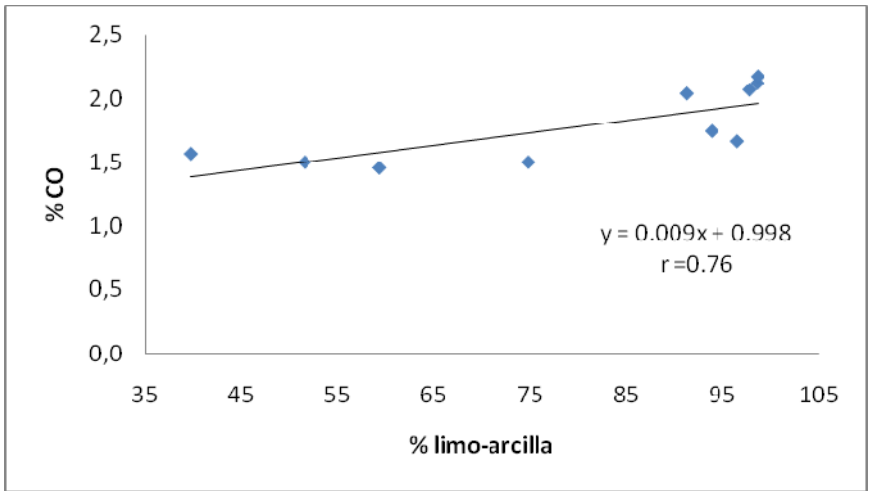
en estos sistemas precipitan rápidamente a los sedimentos incrementado el contenido de CO, debido a la mezcla de agua dulce y salada (Postma, 1969), tal como sucede en el sistema lagunar La Grande-La Chica, donde existe una continua mezcla de las dos masas de agua.

Por el contrario, el promedio menor fue de 1.5% en la Boca del sistema lagunar, probablemente por la mayor energía de la corriente que impide a la materia orgánica sedimentarse, también a la dilución con el agua salada y a la exportación hacia la zona costera adyacente, además del tipo de sedimento, conformado principalmente por arenas finas, ya que de acuerdo a la teoría de adsorción el tamaño de grano influye en la cantidad de materiales orgánicos que están presentes, debido a que existe una relación inversamente proporcional entre la distribución de la materia orgánica y el tamaño de grano. Por lo tanto, este último es un factor importante pues los componentes orgánicos muestran una afinidad por la fracción fina debido al incremento exponencial en el área superficial con el decremento del tamaño de grano y un incremento en la carga superficial (Birch y Taylor, 2000), que da como resultado un aumento de su capacidad adsorbente. Esto es muy relevante en estos ecosistemas costeros donde la depositación de arcillas finas, limos y partículas detríticas proveen una superficie óptima en la que los nutrientes y otras sustancias se concentran.

Esto fue corroborado en el presente estudio con lo obtenido en las tres épocas climáticas, ya que el contenido de CO presentó una correlación significativa con

los limos y arcillas (r=0.76 *p*<0.001) y una correlación negativa significativa con las arenas (r=-0.76 *p*<0.001) (Fig. 21). De ahí que es evidente la asociación de la fracción fina con el contenido de CO, por una mayor área superficial, lo cual facilita la adsorción de contaminantes (Nayar *et al.*, 2004).

a)



b)

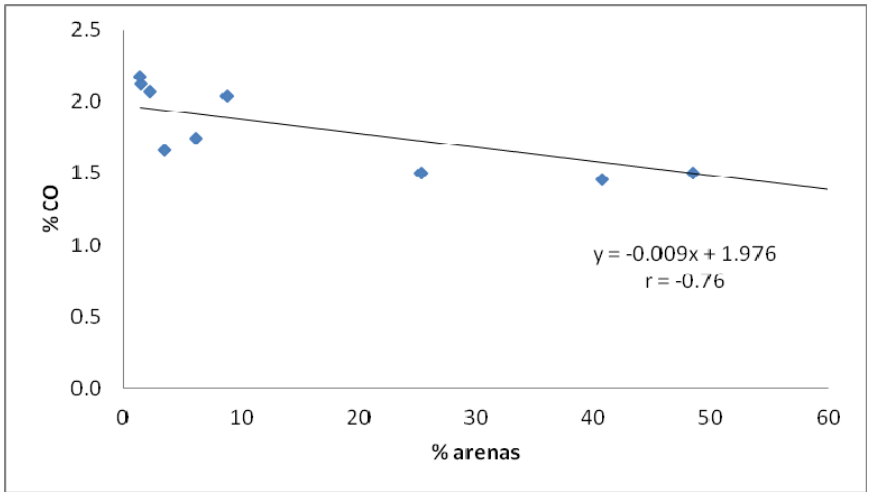


Figura 21. Correlación entre en el carbono orgánico y el contenido de limo-arcilla (a) y arenas en los sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica.

Debido a esta relación, la mayor concentración de CO se ubicó en el centro de la laguna La-Grande (E6), que además de la presencia de macroalgas, también puede ser explicado por su composición sedimentaria, ya que presenta un alto contenido de limos y arcillas que facilitan su adsorción, asimismo los menores porcentajes están asociados con sedimentos conformados por arenas finas ubicados en sitios cercanos a la Boca (E10) y a la descarga del Río Cerritos (E2), donde según Gutiérrez y Zavala (2001) la adsorción de materia orgánica es menos factible, ya que éstas tienen un eficiente drenaje y pocas superficies activas, condiciones que no permiten la acumulación de materiales.

El exceso de carbono orgánico en sedimentos es interpretado como el incremento de aporte orgánico debido a actividades antropogénicas. La EPA (2002) utiliza las siguientes categorías de evaluación de impacto antropogénico de acuerdo al contenido de CO en sedimentos:

Bajo impacto	1%
Impacto intermedio	1-3%
Alto impacto	>3%

Tomando en cuenta este criterio del contenido de CO en sedimentos el sistema lagunar La Grande-La Chica (0.8-2.9%), corresponde a un grado de impacto intermedio; por otro parte de acuerdo a Gómez y Azevedo (2003) estiman que el

contenido mayor a 0.5% se encuentra en sistemas estuarinos enriquecidos orgánicamente.

De manera general, la concentración y la distribución del CO dentro de un ecosistema estuarino está determinada por diferentes factores como la circulación del agua, el tamaño de grano del sedimento, la productividad biológica y el número de ríos tributarios entre otras (Canfield, 1994), siendo estos últimos generalmente las dos principales fuentes de materia orgánica terrestre y producida por los organismos *in situ* (Hong-Gang *et al.,* 2008), que son dos componentes importantes en el sistema lagunar, principalmente en la laguna La Chica, ya que de acuerdo a Mécalco-Hernández *et al*. (2009) es un sistema muy productivo, con valores de biomasa y productividad de entre 65.7 y 113.8mg de Clorofila ***a*** m^{-3} y 154 y 507mg $m^{-3}h^{-1}$ en secas y lluvias respectivamente.

En conclusión, se puede decir que el CO en el sistema lagunar La Grande-La Chica es aportado principalmente por organismos autótrofos autóctonos como es el fitoplancton (Mécalco-Hernández *et al*., 2009), los restos de *Gracilariopsis lameneiformis* (especie determinada en este estudio) y por manglares (*Rhizophora mangle* y *Avicenia germinans*) (Meza, 1988), aunados a las posibles contribuciones de los ríos tributarios El Cerritos, El Diamante y El Carey. Por lo tanto, las concentraciones de CO en cada estación dependen de los patrones del flujo de las corrientes y de las características de los sedimentos que definen su acumulación, exportación y/o degradación y sus variaciones temporales pueden

estar influenciadas por el ingreso de agua dulce desde los ríos, la cual es generada principalmente por precipitación y por su productividad biológica.

De manera general en la Tabla 6, se muestran los porcentajes promedios de CO en algunos sistemas lagunares de México, en ella se aprecia que el sistema lagunar La Grande-La Chica tuvo un promedio de 1.8%, encontrándose en el tercer lugar de los valores promedio reportados para el Golfo de México, sólo por debajo de las lagunas La Mancha y Alvarado en Veracruz, sin embargo son inferiores a los reportados en el Pacífico sur mexicano.

Tabla 6. Carbono orgánico promedio en algunas lagunas costeras mexicanas.

Sistema lagunar	**C.O.%**	**Referencia**
GOLFO DE MÉXICO		
Pueblo Viejo, Tamps.	1,04	Botello y Calva (1998)
Tamiahua, Ver.	1,28	Botello y Calva (1998)
Tampamachoco, Ver.	1,62	Botello y Calva (1998)
Salada, Ver.	1,68	Botello *et al.* (2001)
El Llano, Ver.	1,70	Botello *et al.* (2001)
La Mancha, Ver.	3,93	Botello *et al.* (2001)
Mandinga, Ver.	1,36	Botello *et al.* (2001)
Alvarado, Ver.	2,55	Botello *et al.* (1994)
Sontecomapan, Ver.	1,50	Calva y Botello (1999)
Del Carmen, Tab.	1,27	Botello *et al.* (1994)
Machona, Tab.	1,16	Botello *et al.* (1994)
Sistema lagunar La Grande-La Chica	1.8	Este estudio (2007-2009)
PACÍFICO MEXICANO		
Carretas-Pereyra, Chis.	6,61	Rueda *et al.* (1997)
Carretas-Pereyra, Chis.	5,96-8,14*	Calva (2004)
Chantuto-Panzacola, Chis.	4,85	Rueda *et al*. (1997)
Chantuto-Panzacola, Chis.	2,58-4,96**	Calva *et al.* (2006)

* Promedios mínimos y máximos entre 1998 a 2003

** Promedios mínimos y máximos entre 1997 a 2003

(Tomado de Calva *et al.,* 2006)

Hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos

En la figura 22 se muestra el promedio de las concentraciones individuales de los HAP detectados en el sistema lagunar durante las tres épocas climáticas (lluvias, secas y nortes).

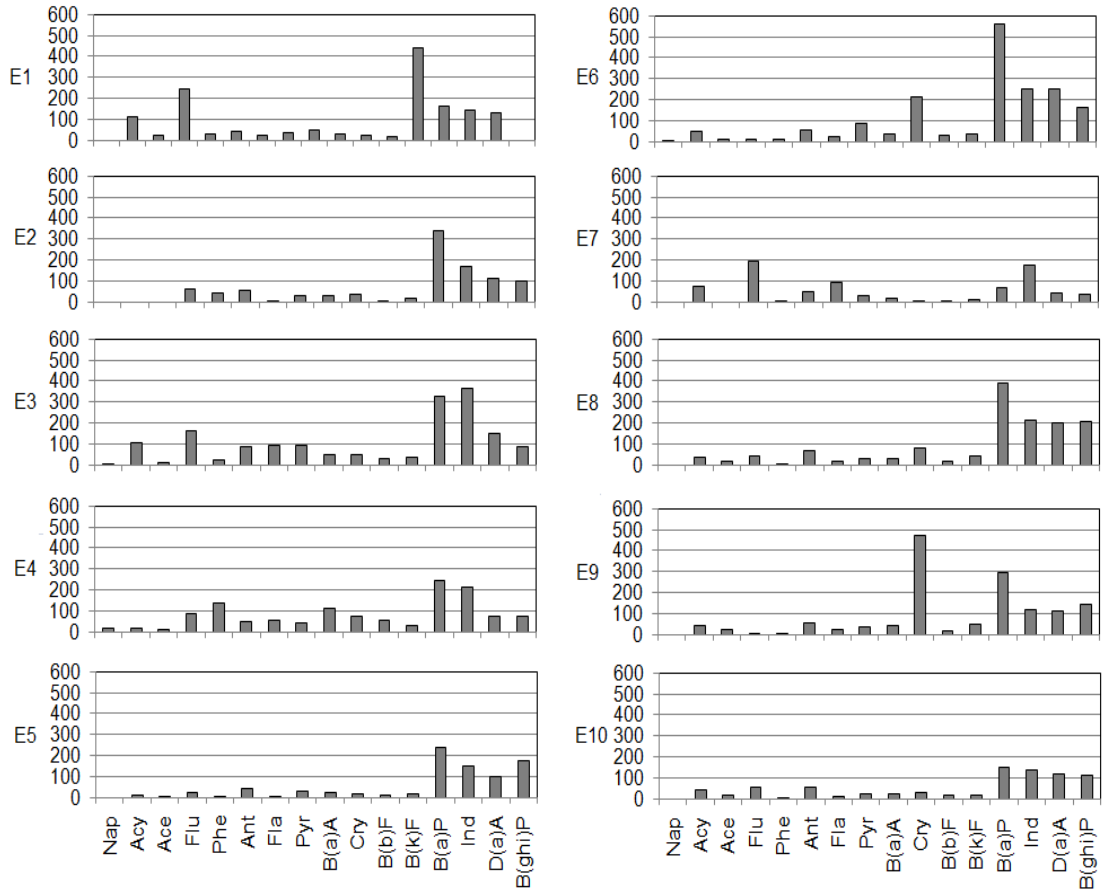


Figura 22. Concentración promedio de HAP (ngg^{-1}) en sedimentos del sistema lagunar La Grande-La Chica.

En los sedimentos del sistema lagunar La Grande-La Chica se registraron los 16 HAP analizados, aunque el Naftaleno sólo fue detectado en tres sitios, que corresponden al canal de comunicación entre las dos lagunas (E3 Y E4).y el banco de ostión ubicado en la E7. Las concentraciones totales (∑HAP) varían de 811 a 1,774 ngg^{-1}, con un promedio de 1,252 ngg^{-1} (±361 ngg^{-1}). Este intervalo indicó niveles heterogéneos de contaminación, lo cual puede ser explicado por la diferencia en la composición de los sedimentos (arenas o arcillas), que determinan la diferente capacidad de adsorción, al igual que el contenido de carbono orgánico, además de los procesos de transporte y propiedades químicas entre los compuestos individuales (solubilidad en agua, volatilidad y tasas de degradación biológica) y las diversas fuentes de entrada (Wade *et al.,* 1994).

En general, los resultados mostraron una mayor concentración promedio de HAP totales en el centro de la laguna La Grande (E6) (1,774 ngg^{-1}), en la E3 (“El Caño”) y E1 (norte de La Chica) (1,670 y 1,497 ngg^{-1}) y en el banco de ostión ubicado en la E9 (1,430 ngg^{-1}), indicando su posible acumulación. Los niveles de los sitios E1 y E6, pueden ser el resultado de su localización, ya que se encuentran en áreas donde las corrientes son débiles originando zonas de depósito; en el sitio E3 y E9 son aportados por la gran actividad de lanchas con motor de dos tiempos fuera de borda, que utilizan como combustible y lubricante una combinación de gasolina y aceite, siendo altamente contaminantes ya que durante su combustión se quema aceite continuamente, por lo que emiten este tipo de xenobióticos tanto a la atmósfera como al ambiente acuático, donde entran a la dinámica del sistema y derivado de sus

propiedades físicas y químicas de los HAP se favorece su depósito en los sedimentos, quedando almacenados en ellos y en los organismos que ahí habitan por un tiempo determinado.

Las concentraciones promedio menores se ubicaron en la Boca del sistema lagunar (E10) y al sureste de la laguna La Grande (E7), con 812 y 811 ngg^{-1}. Este comportamiento posiblemente se debió a que estas zonas están conformadas por sedimentos limo-arcillosos, en los cuales de acuerdo a Valette (1993) es más factible su adsorción y acumulación, al contrario de las compuestas por arenas finas (Budzinski *et al.,* 1999). De acuerdo a Kim *et al.,* (1999), además del contenido de limos y arcillas, también son afectadas por la cantidad de CO, por lo que sedimentos con altos porcentajes de CO suelen ser caracterizados con altos valores de HAP (Yang, 2000). Esto fue corroborado en época de lluvias donde se encontró una alta correlación entre HAP totales y el contenido de CO ($r=0.87$ $p<0.009$). Sin embargo, una baja correlación fue registrada en época de secas y nortes, esto puede sugerir que tanto las entradas directas e indirectas y la composición de los sedimentos son las que determinan la distribución de los HAP en el sistema lagunar. Además, Simpson *et al.* (1998) mostraron que la relación entre HAP y CO es solamente significativa para sitios altamente contaminados donde la concentración de HAP son mayores a los 2,000 ngg^{-1}. En este estudio, los niveles en secas y nortes estuvieron por debajo de este valor y en lluvias el 50% de las estaciones se encuentran entre los 2,000 y 2,800 ngg^{-1}, época en la que se obtuvo una correlación significativa entre estos dos parámetros.

La E9 y E5 tienen un comportamiento diferente en las tres épocas climáticas, ya que la primera recibe aportes contantes de HAP desde las lanchas de los pescadores, los cuales son almacenados sin importar el tipo de sedimento; y la segunda no presenta ningún tipo de influencia antropogénica que pueda aportarlos. De manera general y sin incluir éstos dos sitios por lo descrito anteriormente, se encontró una correlación significativa entre los HAP totales y el contenido de CO (r=0.91 p<0.001) (Fig. 23).

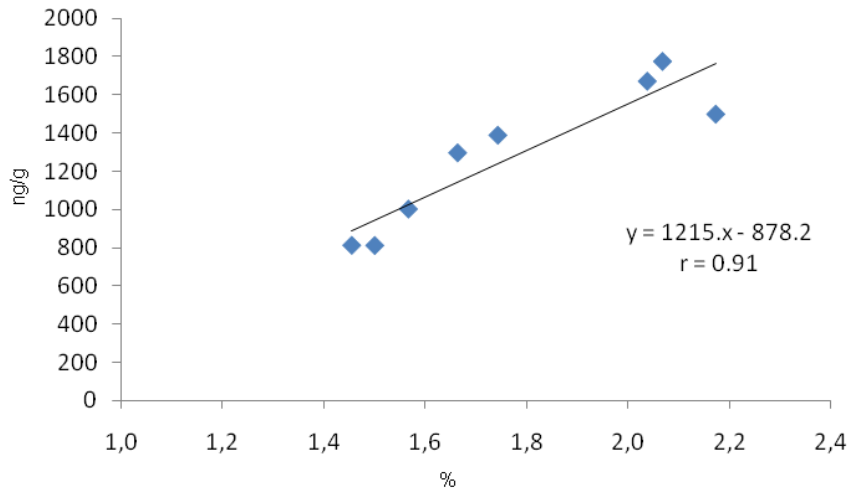


Figura 23. Correlación entre los HAP totales y el carbono orgánico en sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica.

Las mayores concentraciones se obtuvieron en época de lluvias, seguida por la de secas y nortes, existiendo una predominancia de los HAP de mayor peso molecular, lo cual puede ser el resultado de su baja solubilidad en agua y elevada afinidad a la

materia particulada, acumulándose en la materia orgánica y sedimentos, matrices en las que pueden permanecer almacenados por largos periodos (Dean-Ross, 2005). De acuerdo a la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, existieron diferencias significativas entre épocas climáticas (p<0.0001), lo cual se puede observar en la figura 24.

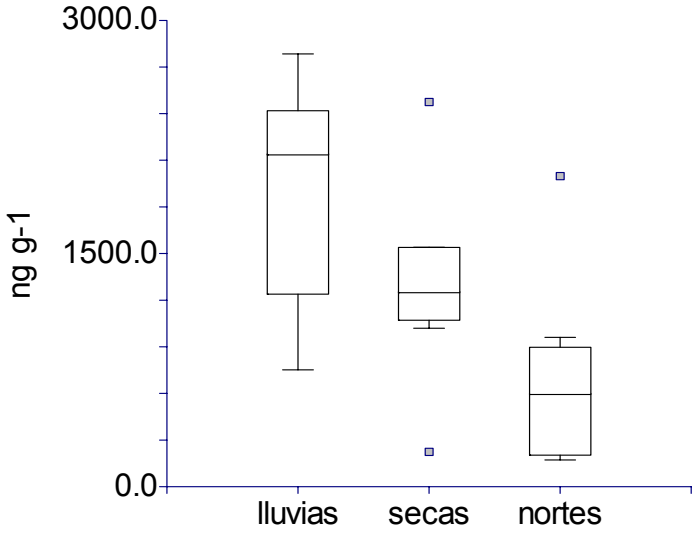


Figura 24. Variación estacional de los HAP en sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica.

Es común agruparlos de acuerdo a su peso molecular, para tener una indicación de la posible fuente que los originó. De esta forma, se agrupan las concentraciones de bajo peso molecular como la suma de las concentraciones de los hidrocarburos de dos y tres anillos bencénicos y los de alto peso molecular son aquellos de cuatro,

cinco y más anillos bencénicos (Gold-Bouchot, 2004). Los HAP de alto peso molecular se generan principalmente por combustión a altas temperaturas, mientras que los de bajo peso molecular son constituyentes del petróleo y derivados de combustibles fósiles (Fernandes *et al.,* 1997 y García-Ruelas *et al.,* 2004). En los sedimentos se observó que para todo el sistema la concentración total de compuestos de 4 a 6 anillos (9,838 ngg^{-1}) fue más alta que la de 2 y 3 anillos (2,687 ngg^{-1}) (Fig. 25), lo cual denota un origen pirolítico. Al respecto, Gauss y Hamdy (1991) mencionan que la predominancia de estos HAP es indicadora de productos relacionados con la combustión. El fluoranteno y pireno son característicos de muestras originadas por la combustión incompleta de hidrocarburos (Botello, 1996); el pireno, fenantreno y benzo(b)fluoranteno son componentes de combustible fósiles y una porción de estos está asociada con su combustión (Kavouras *et al.,* 2001); y el benzo(a)pireno es relacionado con la quema de carbón y madera (Mather y Aislabie, 1992). Además la predominancia de HAP de alto peso molecular puede deberse también a su mayor persistencia (Witt, 1995); mientras que los de bajo peso molecular generalmente se asocian con entradas recientes de combustibles (Gerritse *et al.,* 1995). También es importante mencionar que los HAP de bajo peso molecular tienen una toxicidad aguda, mientras que los de alto peso molecular muestran un potencial carcinógeno (Ponce-Vélez y Botello, 2005).

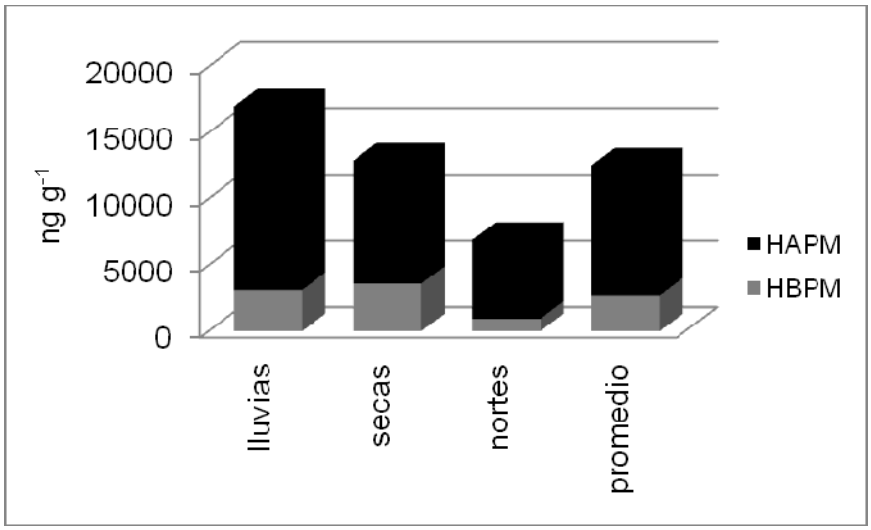


Figura 25. Concentración estacional de HAP de bajo peso molecular (HBPM) y alto peso molecular (HAPM) en sedimentos del Sistema lagunar La Grande-La Chica.

Otra forma de determinar su posible origen es el uso de índices o relaciones de las concentraciones de HAP seleccionados, que están basadas en las diferencias en el comportamiento fisicoquímico de varios isómeros estructurales. Por ejemplo, el fenantreno y antraceno son dos isómeros, pero por sus propiedades fisicoquímicas no se comportan igual en el ambiente y pueden guiar a diferentes valores en su relación Ph/An, la cual da información útil sobre el origen de los HAP. El fenantreno es termodinámicamente más estable que el antraceno y una relación Ph/An muy alta es observada en HAP petrogénicos y baja en casos de contaminación pirolítica (Soclo *et al.*, 2000). De acuerdo a Maskaoui y Hu (2009), los valores de Ph/An >15 indican entradas petrogénicas mientras que valores menores a 10 sugieren fuentes

pirolíticas. La proporción Ph/An, en el crudo es alrededor de 50 (Webster *et al.,* 2000) y las emisiones de los vehículos de motor está alrededor de 4 (Yang *et al.,* 1991), esto es importante en el sitio 4 que corresponde a "El Caño" (canal que conecta a las dos lagunas), ya que en época de secas presentó un valor Ph/An de 6.36, que puede ser explicado por el constante tránsito de lanchas con motor de dos tiempos. Además en la Tabla 7, se puede observar que de acuerdo a éste índice los aportes pirolíticos son la principal fuente de éstos HAP en los sedimentos del sistema lagunar. Sin embargo hay que tomar en cuenta que esta relación puede estar afectada por el intemperismo tal como fotodegradación, degradación química o biodegradación y también la composición sedimentológica (El Nemr *et al.,* 2007).

También, otro índice de relación comúnmente utilizado es el fluoranteno/pireno (Ft/P) (Maskaoui y Hu, 2009), los valores mayores a la unidad típicamente sugieren origen pirolítico y los menores son característicos de fuentes petrogénicas. Los índices obtenidos para el área de estudio se muestran en la Tabla 7, en la cual se observa que en época de lluvias los HAP encontrados son principalmente petrogénicos a excepción de la E3 (sur de la laguna La Chica); en secas la mitad de los sitios son generados por combustión, sobresaliendo la E7, en la cual hay un banco de ostión y mejillón con un valor de 4.96; y en época de nortes solo "El caño" y el banco de ostión y mejillón del sito 9 son producidos por pirolísis. La combustión del carbón y de la madera dan una relación Ft/P de 1.4 y 1, respectivamente, mientras que el petróleo crudo y los combustibles tienen valores de 0.6-0.9 (Gschwend y Hites, 1981), esto último es importante ya que en este intervalo se encuentran El

caño (lluvias), el centro y sur de la laguna La grande (secas) y la Boca de comunicación con el mar (nortes), mostrando la importancia del transporte de lanchas con motor dentro del sistema, tanto para uso turístico como la pesca artesanal. Otra clasificación es la mencionada por Yunker *et al.* (2002), quienes señalan que un índice Ft/Ft+P menor a 0.4 indica fuentes petrogénicas, entre 0.4 y 0.5 son característicos de combustibles fósiles líquidos y mayores a 0.5 implican pirolísis. Tomando en cuenta estos valores, se tiene que la principal fuente de HAP en las lagunas es petrogénico, debido al uso de aceites y diesel, seguida por los originados por la quema de hierbas, madera y carbón y en menor proporción por combustión de aceites crudos y de vehículos.

La relación que incluye al criseno y benzo(a)antraceno, señala que cuando son derivados de procesos de combustión de materia orgánica a altas temperaturas los valores de C/B(a)An son menores a 1, en contraste, poca maduración de la materia orgánica durante la diagénesis en la matriz sedimentaria puede conducir a una inversión de esta tendencia (C/(B(a)An > 1) (Parlanti, 1990). De acuerdo a los resultados en el sistema lagunar La Grande-La Chica, en época de lluvias estos HAP en los sitios E1, E4, E5, E9 y E10 tienen un origen pirolítico y los E2, E3, E6 y E8 petrogénico; en secas 8 de las 10 estaciones son de fuentes pirolíticas; y en nortes solo tres estaciones (E1, E9 y E10) indican fuentes petrogénicas. De acuerdo a Yunker *et al.* (2001), un valor de B(a)An/B(a)An+C menor a 0.2 implica petróleo, de 0.2 a 0.35 tanto petróleo como combustión y mayor a 0.35 pirolísis, por lo tanto éstos compuestos son aportados primordialmente de la combustión.

Maher y Aislabie (1992) proponen que un índice B(a)P/B(ghi)Per (benzo(a)pireno/benzo(ghi)perileno) de 1 a 5 muestra un origen pirolítico, con la cual todas las estaciones (menos la Boca) en época de lluvias tienen HAP de fuentes pirogénicas, en secas los sitios 3, 4, 5 y 7 tienen HAP de origen pirolíticos y en nortes solo las estaciones 6, 8, 9 y 10 sugieren fuentes pirogénicas.

Tabla 7. Relaciones diagnósticas aplicadas para distinguir las posibles fuentes de HAP en sedimentos.

Relación	Época climática	Estaciones									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ph/An	lluvias	0.05	0.41	0.24	0.36	-	0.42	ND	0.28	0.06	-
	secas	1.57	0.61	0.57	6.36	-	0.03	0.19	0.07	0.03	-
	nortes	-	1.16	0.06	1.23	-	-	-	0.05	0.11	0.10
Ft/P	lluvias	0.28	0.06	1.01	0.82	0.31	0.11	ND	0.23	-	0.06
	secas	2.32	0.35	1.96	1.67	-	0.78	4.96	1.09	0.73	0.34
	nortes	0.06	0.23	0.46	1.08	-	-	0.15	-	1.19	0.83
Ft/Ft+P	lluvias	0.22	0.06	0.50	0.45	0.24	0.10	ND	0.19	-	0.06
	secas	0.70	0.26	0.66	0.63	-	0.44	0.83	0.52	0.42	0.26
	nortes	0.06	0.19	0.32	0.52	0.04	-	0.13	-	0.54	0.45
C/B(a)An	lluvias	0.60	1.06	1.27	0.76	0.85	1.00	ND	8.82	0.25	0.57
	secas	0.16	1.57	-	0.12	-	11.85	-	0.08	0.77	0.23
	nortes	1.23	-	0.27	0.57	0.27	-	0.19	0.06	0.02	3.10
B(a)An/B(a)An+C	lluvias	-	0.42	0.71	0.63	0.21	0.57	ND	0.34	0.16	0.73
	secas	-	0.93	-	1.00	-	1.00	-	1.00	0.95	0.38
	nortes	-	-	1.00	0.89	0.40	-	1.00	0.82	0.94	0.02
B(a)P/B(ghi)P	lluvias	3.92	5.82	2.78	1.92	2.13	5.57	ND	2.13	1.30	0.70
	secas	1.38	1.32	-	-	-	2.23	-	1.46	2.22	1.39
	nortes	-	-	-	5.14	-	1.33	2.00	2.05	2.85	5.55
HBPM/HAPM	lluvias	0.78	0.05	0.27	0.25	0.10	0.08	ND	0.10	0.40	0.53
	secas	0.41	0.28	1.02	1.16	0.20	0.12	2.52	0.29	0.08	0.10
	nortes	0.02	4.58	0.29	0.18	0.37	-	0.14	0.09	0.06	0.39

ND= no determinado - No detectados

Por último la relación bajo/alto (suma de las concentraciones de los HAP de bajo peso molecular contra la suma de las concentraciones de los HAP de alto peso molecular) es uno de los principales índices utilizados, su relación está fundada en el hecho que la contaminación petrogénica es caracterizada por la predominancia de los HAP de bajo peso molecular (tri y tetra aromáticos), mientras que los de alto peso molecular en la pirolítica (Soclo *et al.*, 2000). Por lo tanto, una proporción entre HAP de bajo peso molecular y HAP de alto peso molecular < 1 sugiere un origen pirolítico, con lo cual en época de lluvias todos los sitios analizados tenían HAP pirogénicos, en secas las estaciones E3, E4 y E7 sugieren fuentes petrogénicas y en nortes solo la E2 (desembocadura del Río Cerritos) indica aporte petrogénico. Sin embargo, en las tres épocas de muestreo predominan las fuentes pirolíticas (Tabla 7).

En relación con el contenido de cada compuesto (Fig. 22), se encontró que los HAP con mayor distribución en el sistema lagunar son el benzo(a)pireno que estuvo presente en todas las estaciones con una concentración promedio de 317 ngg^{-1} (ND a 1,070 ngg^{-1}) y el indeno(123-cd)pireno con 200 ngg^{-1} (ND a 600 ngg^{-1}), siendo importante ya que son considerados como posibles carcinógenos (Lamparczyk *et al.* 1998). El HAP menos abundante fue el naftaleno, ya que es el compuesto más volátil y uno de los primeros componentes que desaparece cuando es expuesto al ambiente (Pies *et al.,* 2008), por lo que es una posible razón de la ausencia del naftaleno en las muestras.

La NOAA (1999) establece unas guías o referencias que proponen una clasificación de valores para varios de estos xenobióticos en sedimentos marinos (Tabla 8).

El naftaleno sólo se registró en dos estaciones y sus niveles fueron menores a los 50 ngg^{-1}, no obstante es uno de los componentes más tóxicos del petróleo; en anfípodos *Gammarus mucronatus* y *Amphithoe valida*, valores menores de 240 ngg^{-1} son letales (Espina y Vanegas, 2005). El acenaftileno se presentó en altas concentraciones en lluvias (E1 con 210 ngg^{-1}) y secas (E3 con 230 ngg^{-1}) y el acenafteno en un intervalo de 20 a 40 ngg^{-1}. Estos tres compuestos fueron detectados solo en época de secas y lluvias, teniendo que tanto el acenaftileno como el acenafteno en el 60% de las estaciones rebasan los niveles críticos propuestos por la NOAA (Tabla 8).

De acuerdo con estos criterios, el fluoreno provoca efectos desde 19 ngg^{-1}, límite que es superado por alrededor del 60% de los sitios en época de lluvias, el 80% en secas y el 30% en nortes y la mayor concentración se ubicó en al norte de la laguna La Chica (E1) con 610 ngg^{-1}, rebasando el límite superior conocido como ERM (range effect por sus siglas en inglés) con un porcentaje de incidencia de efectos del 86.7%.

Tabla 8. Valores críticos de HAP para sedimentos (ngg^{-1} peso seco).

	Valores críticos		Porcentaje de incidencia de efectos		
Compuesto	**ERL**	**ERM**	**<ERL**	**ERL-ERM**	**>ERM**
Naftaleno	160	2,100	16	41	88.9
Acenaftileno	44	640	14.3	17.9	100
Acenafteno	16	500	20	32.4	84.2
Fluoreno	19	540	27.3	36.5	86.7
Fenantreno	240	1,500	18.5	46.2	90.3
Antraceno	85.3	1,100	25	44.2	85.2
Fluoranteno	600	5,100	20.6	63.6	92.3
Pireno	665	2,600	17.2	53.1	87.5
Benzo(a)antraceno	261	1,600	21.2	43.8	92.6
Criseno	384	2,800	19	45	88.5
Benzo(a)pireno	430	1,600	10.3	63	80
Dibenzo(ah)antraceno	63.4	260	11.5	54.5	66.7
ΣHBPM	552	3,160	13	48.1	100
ΣHAPM	1,700	9,600	10.5	40	81.2
ΣHAP	4,022	44,792	14.3	36.1	85

El fenantreno fue detectado en bajas cantidades, las cuales van desde las no detectadas hasta los 80 ngg^{-1}, aunque en la E4 (“El caño”) en época de lluvias

alcanzó hasta los 340 ngg^{-1}, por arriba del límite inferior conocido como ERL (Low range effect por sus siglas en inglés), que provoca efectos adversos en la biota bentónica.

El antraceno estuvo presente en todas las estaciones y épocas climáticas, su mayor concentración se registró en la E3 (sur de la laguna La Chica) con 130 ngg^{-1} en época de lluvias y de acuerdo a los valores propuestos por la NOAA (Tabla 8), se encuentra entre el intervalo ERL-ERM donde los efectos deletéreos biológicos son probables, con un porcentaje de incidencia del 44.2%. El fluoranteno fue más abundante en época de secas, los mayores niveles se encontraron al sureste de la laguna La Grande, donde hay un banco de ostión y mejillón (E7) con 190 ngg^{-1}. Sin embargo están por debajo de los intervalos considerados perjudiciales para la biota.

El pireno también fue detectado en todas las muestras analizadas, los más altos niveles se ubicaron en la estación 6 (centro de la laguna La Grande) con 0.21 μgg^{-1} en época de lluvias, pero los valores fueron muy inferiores a los del ERL. El benzo(a)antraceno estuvo presente en las tres épocas de muestreo, sobre todo en lluvias, teniendo la mayor concentración en el sitio 4 (norte de la laguna La Grande) en el canal de conexión entre las dos lagunas con 220 ngg^{-1}.

El benzo(a)pireno también se encontró en todos los sitios y épocas climáticas, obteniendo los mayores niveles en lluvias con un intervalo de 90 a 1,070 ngg^{-1} y un

promedio de 550 ngg^{-1}, valores superiores a los reportados por la NOAA como probables causantes de efectos biológicos (Tabla 8). La concentración mayor se ubicó al centro de la laguna La Grande con 1,070 ngg^{-1} en lluvias y 570 ngg^{-1} en secas. Este compuesto pudo ser originado en la zona de estudio o generarse a distancia y ser depositado vía atmosférica en esta área o por arrastres del continente a causa de las lluvias. De la misma forma el dibenzo(ah)antraceno se encontró en todas las épocas de muestreo, los máximos se registraron en lluvias con un promedio de 230 ngg^{-1}, seguido por secas 110 ngg^{-1} y nortes 60 ngg^{-1}, estando por arriba del ERL. En lluvias las estaciones 3, 5, 6 y 8 rebasaron el límite del ERM de 260 ngg^{-1} y en secas solo la estación 6 (centro de la laguna La Grande) niveles que pueden tener efectos sobre los organismos, con un porcentaje de incidencia del 66.7%.

De acuerdo con Kavaouras *et al.* (2001), HAP como el pireno, fenantreno y benzo(b)fluoranteno, presentes en todas las muestras y épocas climáticas son componentes de los combustibles fósiles y una proporción de éstos está asociada con su combustión. El benzo(a)pireno es usualmente emitido de la catálisis de los automóviles (El Nemr *et al*., 2007) y el benzo(a)antraceno y criseno son el resultado tanto de la combustión del diesel como del gas natural (Rogge *et al.,* 1993), mostrando la importancia que la cercanía de la carretera federal 180 Cardel-Nautla, principalmente en época de lluvias.

Cabe señalar que en todos los sitios se detectó Indeno(123-cd)pireno, compuesto que en la literatura se refiere como indicador de la quema de vegetación (Schulz y Emeis, 2000), por lo que probablemente la presencia de este hidrocarburo se asocie con las actividades agrícolas que se desarrollan en las zonas adyacentes.

De acuerdo a la clasificación de contaminación propuesta por Baumard *et al.,* (1998), quienes consideran como baja (B)= 0-100 ngg^{-1}, moderada (M)= >100-1000 ngg^{-1}, alta (A)= >1000-5000 ngg^{-1} y muy alta (MA)= >5000 ngg^{-1}, los niveles de HAP (Tabla 9), muestran que la mayoría de las muestras en época de lluvias y secas son clasificadas como altamente contaminadas y las de nortes como moderadamente contaminadas.

Tabla 9. Niveles de contaminación espacio-temporal en el Sistema lagunar La Grande-La Chica.

Época	**Localidad**									
	E1	**E2**	**E3**	**E4**	**E5**	**E6**	**E7**	**E8**	**E9**	**E10**
Lluvias	A	A	A	A	A	A	-	A	M	M
Secas	A	A	A	A	M	A	A	A	A	A
Nortes	M	M	M	M	M	M	M	M	A	M

Los niveles de HAP en todas las estaciones están por debajo de los criterios de calidad sedimentaria calculados por Long *et al.,* (1995), quienes establecieron un intervalo de entre 4000 y 44,000 ngg^{-1}, cantidades que han sido identificadas como

biológicamente peligrosas, donde por debajo del límite inferior conocido como ERL los efectos adversos a la biota son esporádicos o no existen mientras que por arriba del límite superior conocido como ERM el daño sobre el bentos es frecuente.

Por otra parte, el promedio de las diez estaciones muestreadas en el sistema lagunar La Grande-La Chica corresponde a 1,250 ngg^{-1} de HAP totales. Esta concentración resulta inferior a la reportada para otras lagunas de Veracruz con influencia antropogénica (Tabla 10). La laguna de Sontecomapan es la que tiene el promedio más alto con 11,700 ngg^{-1} y un máximo de 41,500 ngg^{-1}, estando muy cerca del criterio superior de calidad sedimentaria (ERM). Asimismo, se observa que las concentraciones máximas de las diferentes localidades de la tabla 10 son superiores al ERL, existiendo la probabilidad de que se presenten efectos biológicos.

En general, las evidencias obtenidas a partir de los índices calculados, así como la abundancia de los HAP de alto peso molecular, indican que los HAP son originados por fuentes pirolíticas, probablemente ligado al tráfico de aproximadamente 150 lanchas pesqueras que circulan en el sistema lagunar y que utilizan gasolina magna y como aditivo aceite de dos tiempos, de éstas, alrededor de 50 circulan toda la semana con un gasto aproximado de 12 litros diarios, además del aporte originado por el lavado de motores y lanchas, el cual se realiza en la orilla de la laguna. Otra fuente es el transporte atmosférico de HAP originados por la emanaciones de los vehículos particulares y de carga que diario transitan por la

carretera federal 180 Cardel-Nautla y por la incineración de basura y campos de cultivo, asimismo el lixiviado y aporte de los Ríos Cerritos, Diamante y Carey.

El tiempo de residencia de los HAP en los sedimentos pueden ser de 3 a 10 años, según la velocidad de degradación de éstos, en las zonas costeras tropicales ésta es mucho mayor que en zonas templadas, debido a la presencia de nutrientes, luz, temperatura, oxígeno y sustrato, lo cual permite altas tasas de biodegradación por bacterias y oxidación fotoquímica (Ponce y Botello, 2005).

Tabla 10. Hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos costeros y marinos del Golfo de México y Caribe Mexicano (ngg^{-1}).

Localidad	Concentración Promedio (Intervalo)	Autores
Veracruz		
Laguna Salada	6,700 (1,100-11,600)	Botello *et al.* 2001
Laguna El Llano	5,000 (600-12,400)	Botello *et al.* 2001
Laguna La Mancha	6,700 (3,800-11,300)	Botello *et al.* 2001
Laguna Mandinga	5,700 (2,200-18,200)	Botello *et al.* 2001
Laguna Tampamachoco	4,500 (700-9,400)	Botello y Calva, 1998
Laguna Tamiahua	3,400 (600-8,100)	Botello y Calva, 1998
Laguna Pueblo Viejo	3,700 (2,100-5,200)	Botello y Calva, 1998
Laguna Sontecomapan	11,700 (<10-41,500)	Calva *et al.* 2002
Sistema Lagunar La Grande-La Chica	1,250 (800-1,800)	Este estudio
Plataforma continental	3,300 (100-12,400)	Botello *et al*. 1993
Otras		
Sistema Lagunar Carmen-Machona, Tabs.	2,840 (10-1,230)	Botello *et al*. 1993
Laguna Mecoacán, Tabs.	2,890 (10 -890)	Botello *et al*. 1993
Plataforma continental, Tabs.	1,100 (500-3,100)	Botello *et al*. 1993
Plataforma continental, Camp.	250 (90-470)	Botello *et al*. 1993
Laguna Nichupté, Qroo.	54,000 (4,000-189,000)	Botello, 1986 (OEA)
Bahía de Chetumal, Qroo.	2,340 (670-8,910)	Noreña-Barroso *et al*. 1998
Bahía de Chetumal, Qroo.	3-33,390	Alvarez-Legorreta y Sáenz-Morales, 2005
Laguna Chelem, Yuc.	169,760	Valenzuela-Sánchez *et al.* 2005

Tomado de Ponce-Vélez y Botello, 2005

BIVALVOS

Datos morfométricos y composición química de los bivalvos

Tabla 11. Caracteres morfométricos de *Crassostrea virginica.*

Caracteres morfométricos	Mínimo	Máximo	Moda	Media	Mediana
Época de lluvias (septiembre)					
Longitud (cm)	3.2	9.4	6.2	8.0	6.1
Ancho (cm)	2.6	5.0	3.9	4.0	3.9
Peso con valvas	4.7	43.3	25.1	27.4	24.0
Peso sin valvas	0.4	6.6	2.7	2.1	2.8
Época de secas (mayo)					
Longitud (cm)	4.0	9.9	6.4	6.4	6.4
Ancho (cm)	2.9	6.0	4.1	4.0	4.0
Peso con valvas	11.7	85.1	42.1	34.4	38.9
Peso sin valvas	1.6	19.0	8.6	5.9	8.8
Época de nortes (febrero)					
Longitud (cm)	4.6	9.8	7.7	7.3	7.6
Ancho (cm)	2.4	6.2	4.2	4.3	4.2
Peso con valvas	15.4	92.3	40.3	43.0	34.4
Peso sin valvas	2.8	19.0	8.8	10.8	8.5

El tamaño (longitud x anchura) de los ostiones fluctuó entre épocas climáticas. En lluvias (septiembre) *Crassostrea virginica* fue en promedio de 8.0 x 4.0 cm, en secas (mayo) de 6.4 x 4.0 cm y en nortes (febrero) de 7.3 x 4.3 cm; para *Crassostrea rhizophorae* en secas el tamaño promedio fue de 9.3 x 4.5 cm y en nortes de 6.8 x 3.4 cm; y el mejillón *Brachidontes exustus* también presento variaciones en lluvias la media fue de 4.3 x 2.4 cm, en secas de 4.5 y 2.6 cm y en nortes de 4.8 y 2.3 cm (Tabla 11,12 y 13).

Tabla 12. Caracteres morfométricos de *Crassostrea rhizophorae.*

Caracteres morfométricos	**Mínimo**	**Máximo**	**Moda**	**Media**	**Mediana**
Época de secas (mayo)					
Longitud (cm)	5.1	14.1	8.5	9.3	9.0
Ancho (cm)	3.0	6.0	4.8	4.5	4.6
Peso con valvas	26.9	121.7	N/A	64.5	65.3
Peso sin valvas	6.9	33.2	14.4	15.9	15.1
Época de nortes (febrero)					
Longitud (cm)	3.2	12.7	6.9	6.8	6.9
Ancho (cm)	2.1	6.6	3.4	3.4	3.4
Peso con valvas	8.3	125.4	15.2	26.1	19.4
Peso sin valvas	1.2	28.6	2.9	5.2	4.2

Tabla 13. Caracteres morfométricos de *Brachidontes exustus.*

Caracteres morfométricos	Mínimo	Máximo	Moda	Media	Mediana
Época de lluvias (septiembre)					
Longitud (cm)	2.6	4.9	3.9	4.3	4.1
Ancho (cm)	1.5	3.9	2.4	2.4	2.4
Peso con valvas	1.6	10.5	-	5.8	6.0
Peso sin valvas	0.3	2.0	1.1	1.5	1.1
Época de secas (mayo)					
Longitud (cm)	2.2	5.8	4.3	4.5	4.5
Ancho (cm)	1.3	3.5	2.4	2.6	2.5
Peso con valvas	3.1	13.0	8.2	8.1	8.1
Peso sin valvas	0.7	2.7	1.6	1.8	1.6
Época de nortes (febrero)					
Longitud (cm)	3.9	6.8	5.2	4.8	5.2
Ancho (cm)	2.1	3.9	2.7	2.3	2.5
Peso con valvas	4.5	21.1	11.6	14.0	10.8
Peso sin valvas	1.2	6.6	2.9	2.4	2.5

- No hay

En cuanto al peso total (con valvas), *C. virginica* en lluvias tuvo una oscilación de 4.7 y 43.3 g, en secas de 11.7 y 85.1 g y en nortes de 15.4 y 92.3 g; en *C. rhizophorae* fluctuó entre 26.9 y 121.7 g en secas y en nortes de 8.3 y 125.4 g; en *B.*

exustus en lluvias vario de 1.6 a 10.5 g, en secas de 3.1 a 13.0 g y en nortes de 4.5 a 21.1 g.

De acuerdo a la SEPESCA (1994), los individuos muestreados de la especie *C. virginica* durante las tres épocas climáticas se encontraban en estado maduro, ya que este ostión inicia su reproducción al alcanzar la talla de 2.0 a 3.5 cm. Aunque, su mayor fecundidad se da al conseguir tamaños de 6.0 a 8.0 cm, este último es la talla oficial mínima de captura (George-Zamora y Aldama-Aranda, 2000). Éste molusco comúnmente se reproduce durante todo el año, pero presenta anualmente dos épocas de desove masivo sincronizado, la primera ocurre en primavera de marzo a mayo y la segunda entre noviembre y diciembre dependiendo principalmente de las condiciones climáticas y ecológicas. Por lo tanto en época de secas el ostión americano se encontraba en temporada de reproducción. Para *C. rhizophorae* la mayoría de los individuos alcanzan la madurez sexual antes de alcanzar los 3 cm (Nascimento *et al.* 1980), por lo que el ostión de mangle se encontraba es entado reproductivo.

De acuerdo a Bonilla (1972) y Vélez (1971), el tamaño y peso de los ostiones y mejillones puede ser consecuencia de su ciclo sexual, existiendo una relación positiva entre los hidratos de carbono, el engorde y el ciclo sexual de estos bivalvos, cuando comienza la producción de células sexuales se acumula el glucógeno y al finalizar el ciclo reproductivo el contenido de hidratos de carbono es mínimo (Hernández *et al.* 1998). De acuerdo con Baqueiro-Cardenas *et al.* (2007), *C.*

virginica en febrero (nortes) se encuentra en gametogénesis y en mayo (secas) en estado maduro, lo cual puede explicar que en estas temporadas se hayan obtenido los ostiones de mayores pesos (máximo de 19g sin concha), debido a la acumulación de reservas y el desarrollo de los folículos (Lenz y Boehs, 2011). Asimismo, durante el mes de febrero se observo un ligero aumento en el tamaño del mejillón, ocasionado también por su estado reproductivo, ya que en esta época también se encuentra en gametogénesis, ya que en esta especie el desove ocurre en primavera (marzo y abril) y otoño (agosto, septiembre y noviembre) (Baber *et al.* 2005).

El mejillón al ser un organismo eurihalino, presenta una ventaja ecofisiológica ante las condiciones mesohalinas del medio. El sistema lagunar La grande-La Chica es un caso similar, presentando una gran variación salina, oscilando desde 0.5 hasta 26 ups, corroborando la tolerancia de estos organismos, ya que fue encontrado *B. exustus* tanto en bajas salinidades en época de lluvias (0.5-5.5 ups) como en mesohalinas en secas y nortes (5-26 ups). A diferencia de *C. virginica* que a salinidades por debajo de 10 ups presenta un cese de alimentación, exposición a depredación y parasitismo, además de que se inhibe su madurez gonadal y a menos de 20 ups se inhibe su fijación (Palacios, 1987; George-Zamora y Aldama-Aranda, 2000), lo cual coincide con la época de lluvias, donde la salinidad estaba por debajo de las 5 ups, encontrando ostiones de menor peso (Tabla 11).

En cuanto al contenido porcentaje de humedad, se encontró que estos bivalvos tienen un alto contenido de agua, el cual en *C. virginica* oscilo de entre 80 y 90%,

para *C. rhizophorae* del 90% y para *B. exustus* de entre 77 y 91%, observándose menores oscilaciones en los ostiones que en los mejillones, por lo que estos bivalvos tienen un contenido alto de agua (Tabla 14). Los porcentajes mayores los alcanzan en lluvias para los ostiones y en nortes en el mejillón. De manera comparativa, los porcentajes promedio obtenidos se encuentran entre los niveles reportados en otros estudios (Tabla 15).

Tabla 14. Contenido estacional de agua, grasa y cenizas en bivalvos del Sistema lagunar La Grande-La Chica. (peso húmedo)

Estación	Organismo	Época	Humedad	Grasa	Cenizas
9	*Crassostrea virginica*	lluvias	90	2.5	1.0
		secas	83	2.5	5.5
		nortes	80	2.2	3.3
	Brachidontes exustus	lluvias	77	3.8	Nd
		secas	86	1.8	2.6
7	*Crassostrea rhizophorae*	secas	90	0.7	2.2
		nortes	90	0.8	2.5
	Brachidontes exustus	secas	82	2.2	Nd
		nortes	91	0.6	1.1

nd: no determinado

Tabla 15. Comparación de la composición química promedio de los bivalvos analizados con otros estudios.

Organismos	% de peso húmedo			Referencias
	Humedad	Lípidos	Cenizas	
Ostión				
C. corteziensis	84	1.7	3.0	Páez-Osuna *et al.* 1991
C. rhizophorae	88	1.1	3.6	Bonilla-Ruiz, 1975
C. rhizophorae	92	1.1	0.5	Carvalho *et al.* 2007
C. rhizophorae	90	0.7	2.3	Este estudio
C. virginica	90	1.7	1.4	Rosario, 1973
C. virginica	85	2.4	3.3	Este estudio
Mejillón				
Mytilus edulis	85	1.3	1.7	Ludorff y Meyer, 1978
Mytilus sp.	79	2.2		De LA Garza Montaño, 1987
M. californianus	85	1.1	1.7	Salas-Garza y Bracía-Pámanes, 1987
Mytella sp.	75	1.2	3.4	Carvalho *et al.*2007
B. exustus	84	2.1	1.8	Este estudio

Respecto a las variaciones en los componentes bioquímicos (lípidos y cenizas), el contenido lípidico determinado como grasas totales, indica que hay mayores

porcentajes de estos en temporada de lluvias (septiembre) en el mejillón *B. exustus* y en el ostión *C. virginica* (3.8 y 2.5% PH) y los menores en época de nortes (febrero), tanto en *B. exustus como* en *C. rhizophorae* (0.7 y 0.6% PH) (Tabla 15). Esto puede explicarse, tomando en cuenta que en época de lluvias hay mayor disposición de alimento proveniente principalmente del detritus y no del fitoplancton (Hernández *et al.* 1998). En comparación con otros trabas, los bivalvos se encuentran en los valores promedio reportados, sin embargo *C. virginica* tuvo porcentajes mayores (Tabla 15).

Entre los componentes de los lípidos se incluyen las grasas y los aceites ordinarios, así como ceras. De acuerdo a un estudio realizado por Milano *et al.* (2005), en la ostra de mangle los lípidos están constituidos principalmente por fosfolípidos, seguido por el colesterol, triacilgliceroles y en menor proporción los ésteres de colesterol. Teniendo elevados concentraciones de ácidos grasos poliinsaturados (49 y 54.3%), seguido de de ácidos grasos saturados (26 y 29%) y en menor proporción los monoinsaturados (3 y 5.55%).

El contenido de cenizas o minerales oscilo de 1.0 a 5.5% (PH) en ostiones y de 1.1 a 2.6% en mejillón, obteniendo en secas y nortes los porcentajes mayores (Tabla 14). De acuerdo con Páez-Osuna (1991), el componente principal es el calcio, llegando a constituir hasta el 70% del contenido de cenizas, aunque es también con tienen fosforo, magnesio, hierro, zinc, manganeso, sodio, cobre y potasio, representando una buena fuente de minerales (Carvalho *et al.* 2007).

De manera general, los moluscos bivalvos analizados del sistema lagunar La Grande-La Chica poseen la composición promedio siguiente: *C. virginica*, humedad 85%, cenizas 3.3%, grasas, 2.4%; *C. rhizophorae,* humedad 90%, cenizas 0.7%, grasas 2.3%; y *B. exustus*, humedad 84%, cenizas 1.8%, grasas 2.1%, además de ser una fuente importante de proteínas, minerales, carbohidratos y vitaminas (Páez-Osuna,1991; Ruiz-Campos *et al.* 1998; Carvalho *et al.* 2007), lo cual evidencia que estos molusco tienen un valor alimenticio comparable al de otros bivalvos de importancia comercial.

Bioacumulación de HAP en tejido de los bivalvos

Debido a que los HAP poseen un alto coeficiente octanol/agua (K_{ow}), la tendencia natural de estos compuestos orgánicos es adsorberse y absorberse al material lipídico contenido en el detrito del ecosistema costero, para seguir la ruta de la floculación, sedimentación y depósito, iniciando el proceso de almacenamiento en el fondo del sistema, quedando disponibles para la biota bentónica.

El empleo de organismos indicadores como parte de los estudios de vigilancia ambiental es de gran utilidad para comprender las rutas y procesos en que los contaminantes están involucrados al ser introducidos a los ecosistemas por medio de las actividades cotidianas del hombre. Considerando lo anterior moluscos bivalvos como mejillones y ostiones han sido seleccionados por el programa Mussel Watch de la NOAA como organismos “centinelas” para evaluar los niveles de contaminación de las áreas costeras. De este modo, se colectaron moluscos bivalvos de las especies *Crassostrea virginica, Crassostrea rhizophorae* y *Brachidontes exustus* para su análisis.

En la tabla 16, se anotan los resultados cromatográficos obtenidos en las especies de moluscos bivalvos encontrados en el sistema lagunar La Grande-La Chica en las diferentes épocas climáticas. La suma de HAP totales (∑HAP) osciló de 148 a 46,597 ngg^{-1}; los menores niveles (148 ngg^{-1}) se hallaron en el mejillón *B. exustus* en la estación 9 durante la época de secas, siendo importante mencionar que dicho sitio

estuvo conformado principalmente por arenas finas y valores intermedios de HAP en sedimentos (1,539 ngg^{-1}) y contenido de CO (0.94%), en comparación con las otras estaciones. Las mayores concentraciones (46,597 y 45,625 ngg^{-1}) también se registraron en el mejillón, pero en la estación 7 en secas y nortes, épocas en las cuales se obtuvieron 1,088 y 532 ngg^{-1} de ∑HAP en sedimentos.

Tabla 16. Concentración espacio-temporal de HAP (ngg^{-1}) en moluscos bivalvos del Sistema lagunar La Grande-La Chica.

Especie	***Crassostrea Virginica***			***Crassostrea rhizophorae***		***Brachidontes exustus***			
Estación	**E9**			**E7**		**E9**		**E7**	
Época climática	**lluvias**	**secas**	**Nortes**	**Secas**	**nortes**	**lluvias**	**secas**	**Secas**	**nortes**
Naftaleno	ND	ND	5	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Acenaftileno	ND	ND	42	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Acenafteno	ND	85	97	26	ND	ND	ND	ND	ND
Fluoreno	271	430	140	4	155	11	ND	ND	16
Fenantreno	ND	75	137	4	29	ND	ND	ND	2
Antraceno	197	246	119	59	822	202	ND	ND	299
Fluoranteno	963	67	164	81	55	48	ND	ND	137
HBPM	1,431	901	704	174	1061	261	ND	ND	453
Pireno	258	403	244	29	52	ND	ND	ND	73
Benzo(a)antraceno	62	ND	122	40	ND	ND	ND	ND	88
Criseno	97	127	265	17	ND	ND	ND	ND	158
Benzo(b)fluoranteno	ND	201	16	112	ND	ND	ND	ND	200
Benzo(k)fluoranteno	ND	84	195	220	ND	ND	ND	ND	292
Benzo(a)pireno	3,679	20,553	16,521	2,640	37,912	14,823	ND	45,943	43,560
Indeno(123-cd)pireno	ND	79	105	204	108	ND	57	260	34
Dibenzo(ah)antraceno	ND	43	ND	529	240	ND	49	ND	124
Benzo(ghi)perileno	ND	40	ND	475	35	ND	42	395	190
HAPM	4,096	21,530	17,468	4,267	38,347	14,823	148	46,597	44,720
∑HAP	6,957	23,333	18,876	4,614	40,470	15,653	148	46,597	45,625

ND: < al límite de detección

Asimismo, en esta tabla se puede observar que los organismos de la estación 7, *C. rhizophorae* y *B. exustus* presentan las concentraciones mayores de HAP, principalmente en épocas de secas y nortes (40,470-46,597 ngg^{-1}) y las menores en la estación 9 en *B. exustus.* Es importante mencionar que las concentraciones están entre los 200 y 10,000 ngg^{-1}, intervalo en el cual Neff (1982) reporta la existencia de toxicidad aguda para organismos acuáticos a nivel celular, provocada por alteraciones metabólicas como el retraso en la división celular.

Respecto a las concentraciones de HAP de manera individual, se encontraron intervalos (ngg^{-1}, PS) en *C. virginica* y *C. rhizophorae* de naftaleno 0-5, acenaftileno 0-42, acenafteno 0-97, fluoreno 4-430, fenantreno 0-137, antraceno 59-822, fluoranteno 55-963, pireno 29-403, benzo(a)antraceno 0-122, criseno 0-265, benzo(b)fluoranteno 0-201, benzo(k)fluoranteno 0-220, benzo(a)pireno 2,640-37,912, indeno(123-cd)pireno 0-204, dibenzo(ah)antraceno 0-529 y benzo(ghi)perileno 0-475.

En cuanto al mejillón *B. exustus* los valores fluctuaron de: fluoreno 0-16, fenantreno 0-2, antraceno 0-299, fluoranteno 0-137, pireno 0-73, benzo(a)antraceno 0-88, criseno 0-158, benzo(b)fluoranteno 0-200, benzo(k)fluoranteno 0-292, benzo(a)pireno 0-45,943, indeno(123-cd)pireno 0-260, dibenzo(ah)antraceno 0-124 y benzo(ghi)perileno 0-395. De acuerdo a estudios de laboratorio realizados por Bellas *et al.* (2008), el naftaleno, fenantreno, fluoranteno y pireno tienen efectos agudos en los primeros estados de desarrollo en mejillón (*Mytilus galloprovinvialis*). Además, es importante tomar en cuenta que el benzo(a)pireno presentó las mayores

concentraciones tanto en mejillón como en ostión en las tres épocas climáticas, siendo de gran relevancia, ya que es considerado uno de los xenobióticos con propiedades carcinogénicas, al igual que el dibenzo(ah)antaceno, indeno(123-cd)pireno y benzo(b)fluoranteno (Warshawsky, 1999).

Las muestras de bivalvos presentaron concentraciones de HAP de bajo peso molecular que van en *C. virginica* de 704 a 1431 ngg^{-1}; en *C. rhizophorae* de 174 a 1061 ngg^{-1}; y en *B. exustus* de 0 a 453 ngg^{-1}, representados principalmente por el fluoreno, antraceno y fluoranteno. Sin embargo, los mayores niveles los presentaron los HAP de alto peso molecular donde *C. virginica* tuvo de 4 096 a 21 530 ngg^{-1}; en *C. rhizophorae* de 4 217 a 38 347 ngg^{-1}; y en *B. exustus* de 148 a 48 547 ngg^{-1}, sobresaliendo las cantidades de benzo(a)pireno; dibenzo(ah)antraceno, benzo(ghi)perileno, indeno(123-cd)pireno, y en menor proporción el pireno, criseno y benzo(k)fuoranteno.

De acuerdo a su absorción, teóricamente es más fácil la acumulación de los HAP de bajo peso molecular, ya que son más solubles en agua. Por ejemplo, el fenantreno se absorbe rápidamente, debido a que se puede encontrar disuelto en la fase acuosa y entrar por las branquias de los organismos filtradores (Baumard *et al.,* 1999), tal como el mejillón *B. exustus* y los ostiones *C. rhizophorae* y *C. virginica.* Sin embargo, su acumulación y distribución en los bivalvos es gobernada por la diferencia de su solubilidad en agua.

En los dos bancos de ostión-mejillón, en las diferentes épocas climáticas, los HAPM presentaron mayor acumulación en los organismos respecto a los de HBPM (Fig. 25 y 26), lo cual puede estar relacionado con sus propiedades fisicoquímicas, ya que los HBPM se pierden fácilmente por procesos de dilución y evaporación cuando se encuentran en la columna de agua, sobre todo en regiones tropicales con temperaturas elevadas y fotoperiodos largos, no permitiéndose su sedimentación y por ende su transferencia a organismos con hábitos bentónicos (Botello, 1995). Además, varios autores refieren que la acumulación se incrementa al aumentar el peso molecular de los hidrocarburos (Neff, 1982; Lee y Grant, 1981).

De acuerdo a Baumard *et al.* (1998b), los bivalvos son organismos que pueden acumular HAP de dos maneras, los HBPM son filtrados directamente del agua a través de sus branquias e indirectamente por ingestión de partículas finas (< 62 μm) y los HAPM por asimilación en el tracto digestivo. Por lo tanto, los sedimentos son una fuente importante de HAP de alto peso molecular para los organismos analizados.

Las mayores concentraciones de HAP en secas (mayo) y nortes (febrero) tanto en ostión como mejillón pueden estar relacionados con la tasa de filtración de los organismos. Por ejemplo el mejillón filtra aproximadamente 1.8 L/h (Navarro y Winter, 1982), de manera particular *Mytilus edulis* tiende a mostrar mayores tasas de filtración a finales del invierno y en primavera, el volumen de agua filtrado en invierno

y especialmente en marzo, es mucho mayor (≈350 ml/min/g) que en otros periodos del año (≈50 ml/min/g) (Deslou-Paoli *et al.,* 1987).

Esto puede explicar las concentraciones de HAP totales en *B. exustus* en época de nortes (finales de invierno) y secas (primavera) en la E7 (45,625 y 46,597 ngg^{-1}, respectivamente). Además, en septiembre son menores posiblemente por la entrada tanto de HAP como de materia orgánica, la cual adsorbe estos xenobióticos no permitiendo que estén disponibles para los organismos.

Un ostión filtra entre 4 y 34 L/h de agua, y al igual que el mejillón remueve fitoplancton, carbono orgánico particulado, sedimentos, contaminantes y microorganismos de la columna de agua (Newell 1988, Newell y Langdon, 1996). En particular, *C. virginica* tiene una tasa de filtración que varía y se reporta desde cero hasta un valor cercano a 10 L/h (Jorgensen *et al.,* 1991) y de acuerdo a Barrera-Escorcia (2006) en condiciones controladas presenta una tasa de 1.21 L/h.

Tanto los ostiones como los mejillones pueden filtrar partículas que van desde los 60μm de diámetro, esto es importante debido a que el sistema lagunar estuvo conformado principalmente por sedimento lodoso (limo-arcilloso), con un porcentaje en lluvias de 76 y en secas y nortes de 80. Sin embargo, el sitio 9 compuesto primordialmente por arenas finas (63-125 μm) tuvo mayor concentración de HAP que la E7 donde predominaron los limos y arcillas. No obstante, los organismos

filtradores presentes en los sedimentos arenosos de la E9 mostraron menores niveles de HAP, ya que estos no están expuestos a los HAP adsorbidos a estas partículas, por las razones antes mencionadas. Conocer la tasa de filtración es importante, ya que una gran tasa de filtración indica una gran exposición a los contaminantes presentes en la columna de agua.

De manera comparativa, los ostiones provenientes de los sistemas costeros de Tabasco presentaron concentraciones equiparables a las obtenidas en el presente estudio, ya que los niveles de HAP se encontraron entre 34,000 y 45,000 ngg^{-1}, mientras que los de las lagunas de Tamiahua y Términos tuvieron concentraciones menores, contrastando el tipo de aportes que llegan a estos estuarios ya que en el primero, en el Norte de Veracruz, existe una central termoeléctrica que basa su funcionamiento en el combustóleo además de los asentamientos humanos presentes en los márgenes de los sistemas acuáticos, situación compartida con la laguna de Términos aunado a que este sistema lagunar está sometido a la influencia de la zona de plataformas petroleras marinas ubicadas a 80 km de distancia y que por las corrientes pueden transportar sus desechos hasta la zona costera adyacente (Ponce-Vélez y Botello, 2005).

Considerando que los HAP más abundantes en los tejidos de los bivalvos fueron los de alto peso molecular, se puede decir que la distribución de éstos muestra una mayor bioconcentración de HAP de 4, 5 y 6 anillos bencénicos (Fig. 26), sugiriendo fuentes pirogénicas.

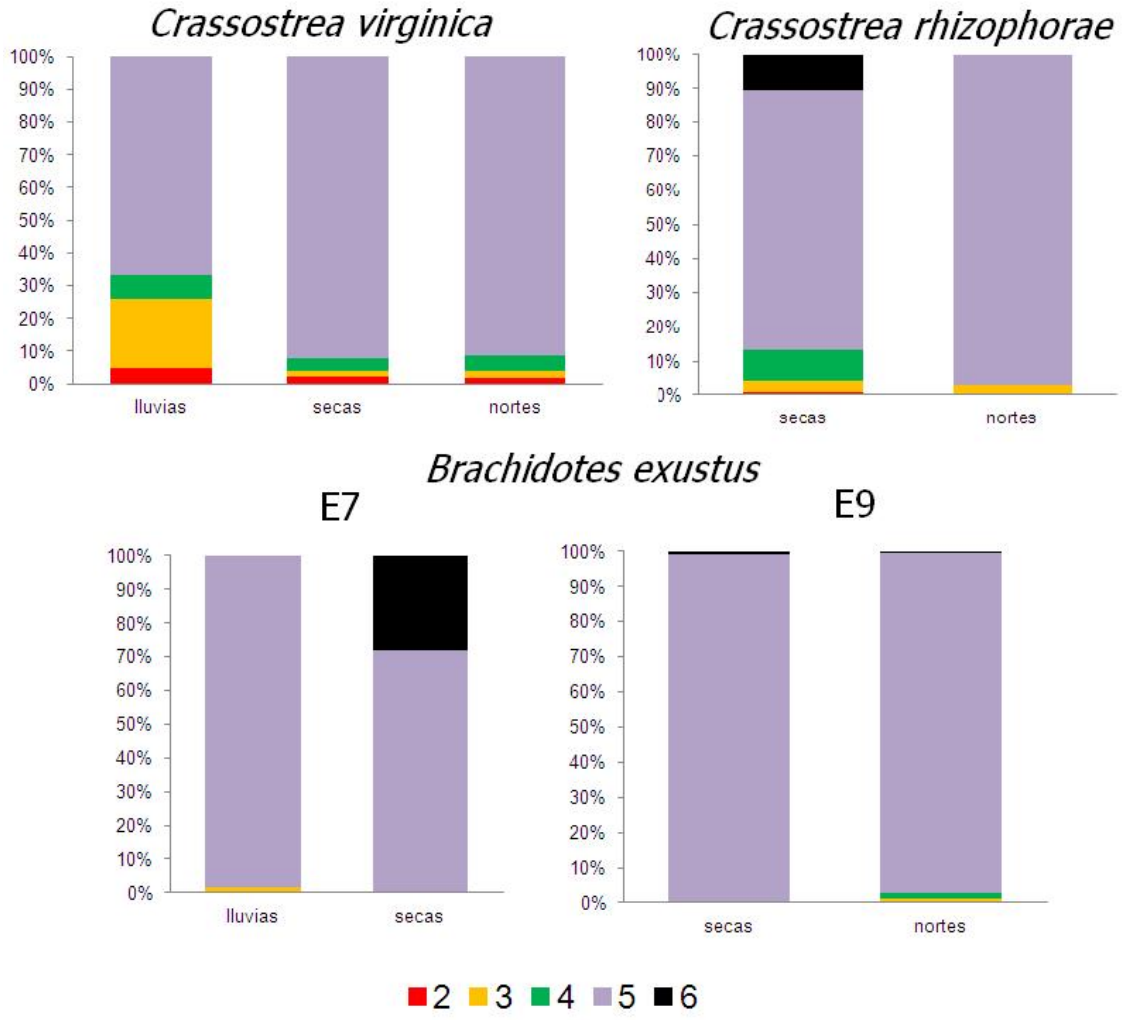


Figura 26. Comportamiento espacio-temporal de HAP por número de anillos en bivalvos del Sistema lagunar La Grande-La Chica.

La determinación del posible origen de los HAP encontrados en las muestras de bivalvos (pirolítico o petrogénico) se hizo mediante la obtención de índices moleculares. Las relaciones Fen/Ant (0-1.2, <10), B(a)P/B(ghi)P (5.6-1071.8, >1) y Flu/P (>1) sugieren que los HAP acumulados son principalmente de origen pirolítico

en los tres organismos; los índices Fla/Fla+Pyr e Ind/Ind+B(ghi)P también indican la prevalencia de fuentes pirogénicas (>0.4 y >0.2) y en especial los valores obtenidos en *C. virginica* durante secas y nortes los clasifica dentro de los generados por combustión de biomasa y carbón (>0.5); solo la relación Cry/B(a)Ant (>1) sugiere fuentes petrogénicas. Por lo tanto, considerando el cálculo de los índices moleculares, se puede concluir que la principal fuente de HAP acumulados en el tejido de los moluscos es la pirólisis o combustión de materia orgánica, de manera particular la proporción Fla/Fla+Pyr señala pirólisis de combustibles fósiles líquidos (Budzinski *et. al*, 1997; Yunker *et al*., 2002). Estos resultados concuerdan con lo encontrado en sedimentos (Tabla 17), donde también predominaron las fuentes pirolíticas. Este comportamiento puede relacionarse con la navegación de lanchas de pescadores, actividad que predomina en la zona. Estos vehículos pueden aportar HAP derivados de la combustión incompleta del combustible utilizado.

Además, una alta relación HAPM/HBPM en bivalvos sugiere que los organismos bioacumulan preferentemente HAPM sobre los HBPM, ya que al comparar las cantidades de estos hidrocarburos con la de los sedimentos, los niveles en ostiones y mejillones es mayor, corroborando que estos moluscos bioacumulan y retienen principalmente HAPM en sus tejidos. Esto concuerda con los resultados de experimentos de exposición a estos compuestos en laboratorio, donde estudios con ostras mostraron una bioconcentración preferencial por HAP de 4 y 5 anillos bencénicos (Seriano *et al.,* 1996), lo cual puede ser el resultado del alto coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow}) de estos hidrocarburos (Landrum y Robbins, 1990).

Tabla 17. Índices de origen de los HAP en moluscos bivalvos.

Relación	Época Climática	*Crassostrea virginica*	*Crassostrea rhizophorae*	*Brachidontes exustus*	
		E9	**E7**	**E9**	**E7**
Ph/An	Lluvias	-	ND	-	ND
	Secas	0.30	0.06	-	-
	Nortes	1.15	0.04	ND	0.01
Ft/P	Lluvias	3.73	ND	-	ND
	Secas	0.17	2.79	-	-
	Nortes	0.67	1.06	ND	1.87
Ft/Ft+P	Lluvias	0.80	ND	1.00	ND
	Secas	0.10	0.70	-	-
	Nortes	0.40	0.50	ND	0.70
C/B(a)An	Lluvias	1.57	ND	-	ND
	Secas	-	0.40	-	-
	Nortes	2.20	-	ND	1.80
B(a)An/B(a)An+C	Lluvias	0.40	ND	-	ND
	Secas	-	0.70	-	-
	Nortes	0.30	-	ND	0.70
B(a)P/B(ghi)P	Lluvias	-	ND	-	ND
	Secas	514.60	5.60	-	116.40
	Nortes	-	1071.80	ND	229.10
Ind/Ind+B(ghi)P	Lluvias	-	ND	-	ND
	Secas	0.67	0.30	0.58	0.40
	Nortes	1.00	0.75	ND	0.15
HBPM/HAPM	Lluvias	0.35	ND	0.02	ND
	Secas	0.42	0.40	-	-
	Nortes	0.40	0.03	ND	0.01

(ND): no determinado (-): < al límite de detección

La correlación de las concentraciones de HAP totales entre *C. virginca* y los sedimentos es significativa (r^2=0.80, p<0.05); sin embargo, *C. rhizophorae* presentó una relación inversamente proporcional (r^2=-0-62, p<0.05), al igual que el mejillón *B. exustus* (r^2=0.80, p<0.05). La cuantificación de la acumulación de HAP en

organismos desde los sedimentos puede ser determinada con los factores de bioacumulación (FBA). La bioacumulación es el proceso que causa un incremento en la concentración química en un organismo acuático comparado con el agua y sedimento, debido a todas las rutas de exposición incluyendo la absorción dietética, trasporte a través de vías respiratorias y absorción dérmica, también puede ser vista como una combinación de bioconcentración y rutas de alimentación (Mackeay, 2000). Los FBA son definidos como la relación de la concentración total de HAP en organismo contra la concentración total de HAP en sedimentos (Tabla 18). En el área estudiada los organismos estaban localizados en la superficie de los sedimentos, quedando expuestos a las partículas resuspendidas de éstos, por lo cual se encontraron factores de bioacumulación de entre 9.3 y 15. 2 para *C. virginica*, 4.2 y 76 para *C. rhizophorae* y 0.1 y 85.7 para *B. exustus*. Su amplio intervalo puede deberse a la variedad en la características de los sedimentos (contenido de CO, tamaño de grano), ya que algunos autores han mostrado que la disponibilidad de los contaminantes orgánicos hidrofóbicos tiende a disminuir cuando la cantidad de materia orgánica es alta, representada por el contenido de CO en sedimento (Knezovich *et al.,* 1987; Steiner y Burtscher, 1994). Además, los HAP están fuertemente adsorbidos en los granos del sedimento y su biodisponibilidad es relativamente reducida en los sedimentos arenosos. En el caso de los sedimentos del sistema lagunar La Grande-La Chica, el contenido de CO en los bancos de ostión y mejillón tuvo un intervalo de 0.8 a 2.3%, teniendo los mayores porcentajes en el sitio 7 con sedimentos limo-arcillosos (77%).

Por lo tanto y de acuerdo a lo anterior, los factores de bioacumulación en los organismos expuestos a sedimentos arenosos y con bajos contenidos de CO son menores, esto concuerda con el sitio 9, donde *C. virginica* tuvo un FBA de entre 9.3 y 15.2 y *B. exustus* entre 0.1 y 20.8. Sin embargo, en la E7 con sedimento limo-arcilloso y un porcentaje de CO que osciló entre 0.8 hasta 2.2%, presentó un FBA con un intervalo de 0.1 hasta 85.7 (Tabla 18). De manera comparativa se puede observar que el mejillón *B. exustus* tuvo los mayores FBA (42.8 en secas y 85.7 en nortes en el sitio 7), seguido por *C. rhizophorae* (76 en nortes) y *C. virginica* (9.3–15.2), encontrando que en época de nortes (febrero) la bioacumulación es mayor y la menor en secas (mayo).

Asimismo, varios autores refieren que el factor de bioacumulación se incrementa al aumentar el peso molecular de los hidrocarburos (Neff, 1982; Lee y Grant, 1991). Particularmente el benzo(a)pireno es un compuesto que puede ser eliminado por los organismos con menor facilidad. Neff (1982) señala que después de 7 días de depuración, individuos de *Crassostrea virginica* eliminaron 97% del naftaleno acumulado, 66% de fluoranteno y 0% de benzo(a)pireno. Esto puede ser una explicación de las concentraciones de benzo(a)pireno en las muestras.

Tabla 18. Factores de bioacumulación (FBA) y factores de acumulación biota sedimento (FABS) en moluscos bivalvos.

	Estación	ΣHAP_{sed} (ng g^{-1})	ΣHAP_{org} (ng g^{-1})	CO (%)	Lípidos (%)	FBA	FABS
Crassostrea virginica							
lluvias	E9	752	6957	1.3	2.5	9.3	4.8
secas	E9	1539	23333	0.9	2.5	15.2	5.7
nortes	E9	1998	18876	2.3	2.2	9.4	9.9
Crassostrea rhizophorae							
secas	E7	1088	4614	2.2	0.7	4.2	12.9
nortes	E7	532	40470	0.8	0.8	76.0	78.4
Brachidontes exustus							
lluvias	E9	752	15653	1.3	3.8	20.8	7.0
secas	E9	1539	148	0.9	1.8	0.1	0.1
secas	E7	1088	46597	2.2	2.2	42.8	43.6
nortes	E7	532	45625	0.8	0.6	85.7	123.9

sed:sedimentos, org:organismos, CO:carbono orgánico, FBA:factor de bioacumulación y FABS:factor de acumulación biota-sedimento

No obstante, la concentración de un agente químico en el tejido de un organismo depende de la afinidad relativa del compuesto por la fase acuosa, sedimentos o lípidos; la medición de la concentración en equilibrio de los componentes químicos en el tejido y todos los compartimientos ambientales se indica por medio de los

factores de bioacumulación (Neff, 2002). Ya que los HAP son compuestos cuya concentración en agua y sedimentos es modificada por factores físicos y químicos, mientras que su acumulación en organismos depende además de factores biológicos como la edad, hábitos de alimentación, capacidad de biotransformación y contenido lipídico, por citar algunos (Kennish, 1992, Baumard *et al*., 1998). Varios métodos están basados en el coeficiente de partición para establecer criterios de calidad, la aplicación de uno de ellos (Di toro *et al.,* 1991), que la concentración de xenobióticos en organismos puede ser predecida con el coeficiente de partición entre la fracción lipídica del organismo y el contenido de carbono orgánico en sedimento. El factor de acumulación biota-sedimento (FABS) es calculado como se muestra:

$$\mathbf{FABS} = \frac{\left(\frac{\mathbf{C_{org}}}{\mathbf{L}}\right)}{\left(\frac{\mathbf{C_{sed}}}{\mathbf{CO}}\right)}$$

Donde C_{org} es la concentración de HAP en el organismo (en ngg^{-1}); C_{sed} es la concentración de HAP en sedimento (en ngg^{-1}); L es la fracción de lípidos en el tejido del bivalvo (en %); y CO es el contenido de carbono orgánico en sedimento (en %). Sin embargo, es importante señalar que este factor supone relaciones constantes y no hace diferencias entre especies, contenido de CO y propiedades químicas de los contaminantes (Lake *et al*., 1990; Di Toro *et al.,* 1991; Boese *et al.,* 1995).

Los FBA de HAP para organismos estuarinos se han encontrado entre 0.1 y 123.9, los valores bajos se asocian con sedimentos ricos en contenido orgánico y los altos con sedimentos de baja carga orgánica, siendo los relacionados con el contenido químico en columna de agua del orden de 1000 o más (Lee, 2002), lo anterior definido por la solubilidad y biodisponibilidad en el medio. A mayor solubilidad en agua, el compuesto puede ser excretado fácilmente y el FBA es menor. Por el contrario, a valores altos de esta relación, el FBA aumenta. Además si la tasa de excreción o el metabolismo son bajos o si la sustancia es más soluble en grasa y es fuertemente adsorbida por los constituyentes del cuerpo, la concentración final en el organismo puede ser más alta que la del medio en el que se encuentra; este proceso se llama biomagnificación y depende sobre todo de la naturaleza química del compuesto; de la cantidad que está en contacto con el organismo y de la velocidad de absorción y excreción del producto en cada organismo (Albert y Benítez, 2005).

Los FABS calculados para *C. virginica* fluctuaron de 4.8 a 9.9, para *C. rhizophorae* de 12.9 a 78.4 y para *B. exustus* 0.1 a 123.9 (Tabla 19). Los mayores FABS (78.4 y 123.9), están asociados a concentraciones menores de HAP (532- 1 088 ngg^{-1}) y contenidos de CO (0.4-0.6%) en sedimentos. Se ha demostrado que el contenido de carbono orgánico afecta sustancialmente la toxicidad de éstos en la biota (Burton, 1992). Swartz *et al*. (1990) encontraron que la CL_{50} del fluoranteno total sedimentario se incrementó al aumentar la concentración del carbono orgánico en el sedimento,

señalando que el contaminante estaba menos biodisponible en los sedimentos de mayor contenido de materia orgánica.

El contenido de carbono orgánico en sedimentos de la E9 fue de 2.3, 1.3 y 1.8% en lluvias, secas y nortes, respectivamente. En esta estación se presentaron las mayores concentraciones de hidrocarburos en sedimentos y también un porcentaje CO mayor que en el banco de ostión del sitio E7, por lo que es posible sugerir que la fracción de hidrocarburos biodisponibles se haya visto sustancialmente disminuida en relación al otro sitio. En contraste, la estación 9 presentó el menor contenido de CO, lo cual favorece que la proporción de hidrocarburos biodisponibles se incremente y favorezca su acumulación por los organismos.

Esto muestra que los FABS no son constantes pero dependen de las características de los sedimentos. Además la normalización mediante estos factores de la concentración de HAP en organismos por el contenido de lípidos en el tejido está basada en que la acumulación de compuestos hidrofóbicos es gobernada por su afinidad con los lípidos. No obstante, a pesar de la naturaleza lipofílica, no se observó correlación significativa entre los niveles del HAP totales con el contenido de lípidos de los organismos analizados. Stegeman (1981) menciona que aunque la bioconcentración de HAP en organismos está en función de la lipofilicidad, es evidente que la biotransformación juega un rol importante en la modificación de la acumulación ya que puede afectar los factores de biocumulación.

Diversos factores y su combinación influyen en los valores de FBA, como son el metabolismo y excreción de los HAP por los organismos, las diferencias entre especies, el contenido de lípidos de los individuos, su tasa metabólica, ciclo reproductivo, edad, sexo, estado nutricional, así como la temperatura, salinidad y forma física en la que se encuentran los HAP en el sedimento y columna de agua (Murray *et al.,* 1991; Meador *et al.*, 1995). Las diferencias de los valores obtenidos en este estudio, aunque no fueron evaluadas, pueden relacionarse con variaciones intraespecificas y a las condiciones fisiológicas de los individuos. En cuanto al contenido de lípidos, no se observó correlación significativa entre éstos y la concentración de HAP totales en los organismos.

Muchos de los xenobióticos orgánicos, incluyendo los HAP, que entran al ambiente marino son tóxicos. Como una consecuencia, mecanismos en los animales marinos son desarrollados para la desintoxicación y/o eliminación de éstos de sus tejidos. El metabolismo de los HAP es descrito como su biotransformación (oxidación, hidroxilación) y reacciones de conjugación (para su excreción) (Moore *et al.,* 1987). Durante el curso de estas reacciones, los metabolitos intermedios pueden ser más tóxicos, mutagénicos o carcinogénicos que el HAP inicial. Algunos estudios describen la inducción del desarrollo de sistemas enzimáticos en los procesos de depuración en moluscos tales como el mejillón (*Mytilus sp.*) expuestos a contaminantes orgánicos.

Cabe señalar que tanto la toxicidad como la bioconcentración de los HAP es muy variable entre los organismos estuarinos. Aún cuando la mayoría de ellos acumulan HAP del agua o los sedimentos, la incorporación de los mismos es específica (Eisler, 1987). Jackim y Lake (1978) señalan que mientras la depuración en *Mercenaria mercenaria* resulta escasa o nula, *C. virginica* elimina en 14 días hasta un 90% de los hidrocarburos acumulados. Pruell *et al*. (1986) reportan que *Mytilus edulis* acumula elevados niveles de HAP (incluso 1000 veces la concentración de los organismos control) provenientes de sedimentos altamente contaminados en un período de 28 días de exposición, sin embargo, los depura rápidamente en las 5 semanas posteriores.

De acuerdo a lo anterior, la bioacumulación de HAP observada denota que los moluscos (bivalvos) analizados resultan integradores adecuados que muestran las condiciones prevalentes del sistema, constituyendo una matriz más estable para la evaluación de contaminantes, si bien esta capacidad integradora puede dificultar la detección de diferencias entre los sitios de estudio.

De manera comparativa para cada especie, se encontró que en *B. exustus, C. rhizophorae y C. virginica* los valores de HAP totales resultan superiores a los 120-240 ngg^{-1} reportados en *C. virginica* en lagunas de Tabasco, donde las concentraciones en sedimentos son similares a sitios de referencia en Florida (Gold-Bouchot *et al.*, 1997). Por otra parte, la literatura refiere niveles máximos correspondientes a 22,700, 18,200, 13,200 y 10,200 ngg^{-1} registrados en organismos

de Crassostrea palmula, Mytella strigata, Crassostrea corteziensis y *Crassostrea iridiscens* colectados en el Pacífico subtropical mexicano (Botello *et al*., 2002), mientras que Páez-Osuna *et al*. (2002) reportan de 120 a 3,520 ngg^{-1} obtenidos en *C. corteziensis.* Estas cantidades resultan superiores a las determinadas para *C. virginica* en lluvias y nortes (6,975 y 18,876 ngg^{-1}), en *C. rhizophorae* en secas (4,614 ngg^{-1}) y para *B. exustus* en secas y lluvias (148 y 15,655 ngg^{-1}); sin embargo, son inferiores a los encontrados en *C. virginica* en secas (23,333 ngg^{-1}), en *C. rhizophorae* en nortes (40,470 ngg^{-1}) y en *B. exustus* en nortes y secas en el sitio 7 (45,625 y 46,597 ngg^{-1}) del Sistema Lagunar La Grande-La Chica (Tabla 16 y 19).

En general, las concentraciones de HAP en los bivalvos analizados en este estudio son superiores a las reportadas en otros sistemas del Estado de Veracruz, Golfo de México y Pacífico Sur Mexicano, pero inferiores a las encontradas en Sistema lagunar Carmen-Machona en Tabasco (Tabla 19).

La presencia de altas concentraciones de HAP en los organismos analizados, indica su biodisponibilidad y la dominancia de los de alto peso molecular sugiere su sedimentación y bioacumulación por especies bentónicas.

Tabla 19. Niveles de HAP en moluscos bivalvos del Golfo de México y Pacífico Sur Mexicano (ngg^{-1})

Localidad		**Promedio**	**Autores**
Veracruz			
Laguna Pueblo Viejo	*Crassostrea virginica*	2000	Botello, 1978
Laguna Tamiahua	*Crassostrea virginica*	15000	Botello, 1978
Laguna Alvarado	*Crassostrea virginica*	600	Botello, 1978
Laguna La Mancha	*Crassostrea sp.*	4350	Botello *et al*. 1993
	Brachidontes sp.	8600	Botello *et al.* 1993
Laguna El Llano	*Crassostrea sp.*	2190	Botello *et al.* 1993
Sistema lagunar La	*Crassostrea virginica*	16389	Este estudio
Grande-La Chica	*Crasostrea rhizophorae*	22542	Este estudio
	Brachidontes exustus	27006	Este estudio
Tabasco			
Sistema lagunar	*Crassostrea virginica*	34000	Botello, 1978
Carmen-Machona	*Crassostrea sp.*	6590	Botello *et al.* 1993
Laguna Carmen	*Crassostrea virginica*	230	Gold-Bouchot *et al,*1997
Laguna Machona	*Crassostrea virginica*	400	Gold-Bouchot *et al,*1997
Laguna Mecoacán	*Crassostrea sp.*	6450	Botello *et al.* 1993
Campeche			
Laguna de Términos	*Crassostrea virginica*	320	Gold-Bouchot *et al.*1995
Laguna de Términos	*Crassostrea virginica*	1900	Noreña-Barroso *et al.* 1999
Pacífico			
Puerto Vallarta, Jalisco	*Crassostrea iridescens*	6910	Botello *et al*., 2002
Bahía Pichilingue, BCS	*Crassostrea palmulata*	6470	Botello *et al*., 2002
Bahía Pichilingue, BCS	*Mytella strigata*	3440	Botello *et al*., 2002
Ohuira, Sinaloa	*Crassostrea corteziensis*	2160	Botello *et al*., 2002

CONCLUSIONES

El presente trabajo representa el primer estudio detallado de la distribución y origen de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en sedimentos y moluscos bivalvos, así como de la hidrología y sedimentología en dicho el sistema lagunar.

El Sistema lagunar La Grande-La Chica presentó variaciones espaciales y temporales, relacionadas con las condiciones ambientales tal como la temperatura, precipitación y escurrimientos.

Los sedimentos dominantes fueron limo-arcillosos, con un comportamiento atípico en la boca.

Los aportes de carbono orgánico fueron autóctonos principalmente provenientes de fitoplancton, macroalgas sumergidas y manglares,

Las mayores concentraciones de HAP en sedimentos se registraron en lluvias, seguida de secas y nortes. Aunque los niveles de HAP son relativamente altos, se encuentran entre los valores reportados para otros sistemas del Golfo de México.

Los HAP dominantes fueron los de alto peso molecular, donde el benzo(a)pireno fue el más abundante y el de mayor distribución, tanto espacial como temporalmente, seguido por el indeno(123-cd)pireno y dibenzo(ah)antraceno.

De acuerdo a ocho relaciones de diagnóstico utilizadas para conocer el probable origen de los HAP, se encontró que hay aportes tanto petrogénicos como pirogénicos. Sin embargo, estos xenobióticos son derivados principalmente de la combustión o pirólisis de materia orgánica, entre los que destaca la presencia de benzo(a)pireno, indeno(123-cd)pireno, dibenzo(ah)antraceno y benzo(ghi)perileno.

Los HAP son acumulados principalmente en sedimentos limo-arcillosos y están relacionados con el contenido de carbono orgánico.

Las concentraciones de HAP presentes en el área de estudio respecto a los valores referidos por las guías de calidad sedimentaria, permitió determinar la probabilidad de efectos adversos en la biota.

Crassostrea virginica, Crassostrea rhizophorae y Brachidontes exustus resultaron buenos bioindicadores de niveles de HAP en el ambiente debido a que habitan en el sedimento y acumulan estos hidrocarburos en sus tejidos.

Estos bivalvos presentaron altas concentraciones de HAP totales, en función del promedio global de cada especie, el patrón fue *C. virginica* < *C. rhizophorae* < *B. exustus.* Siendo en ostión hasta 20 y en mejillón hasta 40 veces mayor que en sedimentos.

Estos organismos mostraron acumulación preferencial de HAP de alto peso molecular (≥4 anillos) sobre los compuestos menos pesados (≤3 anillos), los cuales de acuerdo a los índices de relación aplicados, son primordialmente originados por fuentes pirogénicas al igual que los encontrados en sedimentos.

Además, se encontró que tanto el contenido de carbono orgánico como el tipo de grano presente en los sedimentos y la naturaleza de los hidrocarburos, determinaron diferencias notables en la biodisponibilidad de los HAP y en la capacidad de los bivalvos para eliminarlos.

Cabe señalar que algunos de los HAP determinados en el sistema lagunar al ser tóxicos, mutagénicos y/o carcinógenos podrían poner en peligro la pesquería de moluscos del sistema, afectando de esta forma la economía de los pescadores.

Este estudio provee una evaluación tanto de las características del sistema como del nivel de contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos en el sistema lagunar La Grande–La Chica en Veracruz, que puede ser útil como una base para comparaciones con futuros estudios.

Así mismo, a gran escala puede ser utilizado para una integración cuantitativa de contaminación e identificación de las fuentes que aportan estos contaminantes a este tipo de sistemas.

REFERENCIAS

ALCAZAR, C.C. 1986. Contribución al estudio de la biología de *Gobionellus hastatus* (Girard, 1859) (PISCES: GOBIDAE) en el sistema lagunar Laguna Grande-Laguna Chica, Municipio de Veja de Alatorre, Veracruz, México. Tesis profesional. Facultad de Biología. Universidad de Veracruz 60 p.

AL-GHADBAN, A.N., P.G. JACOB y F. ABDALI. 1994. Total organic carbon in the sediments of the Arabian Gulf and need for biological productivity investigations. *Marine Pollution Bulletin* 28:356-362.

ANDREWS, J.D., D. HAVEN y D.B. QUALYE. 1959. Freshwater kill of oyster (*Crassostrea virginica*) in James River, Virginia, 1958. *Proceedings of the National Shellfisheries* Association 49:29-49.

ARANDACIREROL, N., J.A. HERRERA-SILVEIRA y F.A. COMÍN. 2006. Nutrient water quality in a tropical coastal zone with groundwater discharge, northwest Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 68:445-454.

ARREDONDO-FIGUEROA, J.L. y S.D. LOZANO-GRACIA. 2003. La acuicultura en México. UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA, 137-162 pp.

AYALA-CASTAÑARES, A., F.B. PHLEGER y M. GUTIÉRREZ-ESTRADA. 1996. *Bases para el estudio, la interpretación y el* manejo de las lagunas costeras, 127-174 pp.

BAQUEIRO-CARDENAS, E.R., D. ALDAMA-ARANDA, M.C. SEVILLA y P.F. RODRÍGUEZ-ESPINOSA, 2007. Variations in the reproductive cycle of the oyster *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791), Pueblo Viejo lagoon, Mexico. *Transitional Waters Bulletin* 2:37-46.

BARBER, B.J., J.S. FAJANS, S.M. BAKER y P. BAKER. 2005. Gametogenesis in the non-native green mussel, *Perna viridis*, and the native scorched mussel, *Branchiodontes exustus*, in Tampa Bay, Florida. *Journal of Shellfish Research* 24:1087-1095.

BARRERA-ESCORCIA, G. 2006. Toxicidad del cromo y cadmio en ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin) de la laguna de Mandinga, Veracruz. Tesis de maestría, UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA, 252 p.

BARRERA-ESCORCIA, G., C. VENEGAS-PÉREZ y I. WONG-CHANG. 2010. Filtration rate, assimilation and assimilation efficiency in *Crassostrea virginica* (Gmelin) fed with *Tetraselmis suecica* under cadmium exposure. *Journal of Environmental Science & Health Part A* 45(1):14-22.

BAUDOUIN, C., M. CHARVERON, R. TARROUX y Y. GALL. 2002. Environmental pollutants and skin cancer. *Cell Biology &Toxicology* 18(1):341-348.

BAUMARD, P., H. BUDZINSKI y P. GARRIGUES. 1998b. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea. *Environmental Toxicology & Chemistry* 17: 765-776.

BAUMARD, P., H. BUDZINSKI, Q. MICHON, P. GARRIGUES, T. BURGEOT y J. BELLOCQ. 1998a. Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 47:77-90.

BAUMARD, P., H. BUDZINSKI, P. GARRIGUES, T. BURGEOT, X. MICHEL y J. BELLOCQ. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) burden of mussels

(*Mytilus* sp.) in different marine environments in relation with sediment PAH contamination, and bioavailability. *Marine Environmental Research* 47:415-439.

BATALLER, E.E., A.D. BOGHEN y M.D.B. BURT. 1999. Comparative growth of the eastern oyster *Crassostrea virginica* (Gemelin) reared at low and high salinities in New Brunswick, Canada. *Journal of Shellfish Research* 18:107-114.

BELLAS, J., L. SACO-ÁLVAREZ, O. NIETO y R. BEIRAS. 2008. Ecotoxicological evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons using marine invertebrate embryo-larval bioassays. *Marine Pollution Bulletin* 57(6-12):493-502.

BENLAHCEN, K.T., A. CHAOUI, H. BUDZINSKI, J. BELLOCQ y P.H. GARRIGUES. 1997. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Mediterranean coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin* 34(5): 298-305.

BERQUIST, D.C., J.A. HALE, P. BAKER y S.M. BAKER. 2006. Development of ecosystem indicators for the Suwannee River estuary: oyster reef habitat quality along a salinity gradient. *Estuaries & Coasts* 29: 353-360.

BIRCH, G.F y S.E. TAYLOR (2000). The use of size-normalized procedures in the analysis of organic contaminants in estuarine sediments. *Hydrobiologia* 431:129-133.

BLUMER, M. y J. SASS, 1972. Oil Pollution: Persistence and Degradation of Spilled Fuel Oil. *Science* 176:1120-1122.

BOESE, B.L., M. WINSOR, H. LEE, S. ECHOLS, J. PELLETIER y R. RANDALL. 1995. PCD congeners and hexachlorobenzene biota sediment accumulation factors for *Macoma nasuta* exposed to sediment with different total organic carbon contents. *Enviromental Toxicology & Chemistry* 14: 303-310.

BOFFETTA, P., N. JOURENKOVA y P. GUSTAVSSON. 1997. Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic hydrocarbons. *Cancer Causes & Control* 8:444-472.

BONILLA, J. 1972. Variación mensual del compuesto químico en el ostión del mangle y en el ostión cultivado. *Boletín del Instituto de Oceanográfico de Venezuela* 11(2):115-120.

BONILLA-RUÍZ, J. 1975. Variación mensual de la composición química del ostión de mangle en laguna las Maritas (Venezuela). *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 14(1):117-127.

BOTELLO, A.V., S. VILLANUEVA, G. DÍAZ y Y. PICA. 1995. Contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos y organismos del Puerto de Salina Cruz, Oaxaca, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 11 (1): 21-30.

BOTELLO, A.V. y L.G.B. CALVA. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Pueblo Viejo, Tamiahua and Tampamachoco lagoons in the Northern Gulf of Mexico. *Bulletin Environmental Contamination & Toxicology* 60(1):96-103.

BOTELLO, A.V., L.G.B. CALVA y G.V. PONCE. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from coastal lagoons of Veracruz State, Gulf of Mexico. *Bulletin Environmental Contamination & Toxicology* 67:889-897.

BOTELLO, A.V., C. GARCÍA-RUELAS y G. PONCE-VÉLEZ. 2002. PAH levels in bivalve mollusks from the Mexican Subtropical Pacific. *Bulletin Environmental Contamination & Toxicology* 69:486-493.

BOTELLO, A.V. 2005. Características, Composición y Propiedades Fisicoquímicas del Petróleo. 261-268 p. *In*: Botello, A. V., J. RENDÓN-VON OSTEN, G. GOLD-BOUCHOT y C. AGRAZ-HERNANDEZ (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, UNAM, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

BREITBURG, D.L., T. LOHER, C.A PACEY y A. GERSTEIN. 1997. Varying effects of low dissolved oxygen on trophic interactions in an estuarine food web. *Ecological Monographs* 67: 489–507.

BROWN, J.R. y E.B. HARTWICK. 1988. Influences of temperature, salinity and available food upon suspended culture of the pacific oyster, *Crassostrea gigas.* 1. Absolute and allometric growth. *Aquaculture* 70:231-251.

CALVA, L.G.B. y R.A. TORRES. 1998, Pinturas Anti-incrustantes Contaminantes. *ContactoS*, 3ra. Época 26: 16-22.

CALVA, L.G.B., R.A. TORRES y A.V. BOTELLO. 2001. Transporte atmosférico de hidrocarburos fósiles caso: Laguna Sontecomapan, Veracruz. *ContactoS,* 3ra. Época 39: 9-2.

CALVA-BENÍTEZ, L.G., A. PÉREZ-ROJAS y A.Z. MÁRQUEZ-GARCÍA. 2006. Contenido de carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema costero lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas. *Hidrobiologica* 16(2):127-136.

CALVA, L.G., A.V. BOTELLO y G. PONCE-VÉLEZ. 2005. Composición de hidrocarburos alifáticos em sedimentos de la laguna de Sontecomapan, Ver., México. *Hidrobiológica* 15(1): 97-108.

CANFIEL, D.E. 1994. Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. *Chemical Geology* 114(3):315-329.

CASTEL, J., P. CAUMETTE y R. HERBERT. 1996. Eutrophication gradients in coastal lagoons as exemplified by Bassin d´Arcachon and the Étang du Prévost. *Hydrobiologia* 329: ix-xxviii.

CASTELLANOS-MALO, J. 1999. *Química orgânica*. McGRAW.HILL ITERAMERICANA EDITORES, México, 481 p.

CLARK, R.C. y M. BLUMER. 1976. Distribution of n-paraffins in marine organims and sediment. *Limnology & Oceonography* 12(1): 79-87.

COLANGELO, M.A., T. MACRÍ y V.U. CECCHERELLI. 1996. A field experimento n the effect of two types of sediment disturbance on the rate of recovery of a meiobenthic community in a eutrophicated lagoon. *Hydrobiologia* 329: 57-67.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CNA), 2003. Ley federal de derechos y normas aplicables en materia de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes. Diario Oficial de la Federación, México. Enero 2:173-191.

CONTRERAS-ESPINOSA, F. y A. GARCÍA-NAGAYA. 1991. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en la laguna San Jose Manialtepec, Oaxaca, Méx. *Hidrobiológica* 1(1): 65-72.

CONTRERAS-ESPINOSA, F y B.G. WARNER. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511: 233-245.

CUTZ-VERDEJO, F. y J. RENDÓN-VON OSTEN. 2007. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's). *JAINA Boletín Informativo* 16 (1): 1-5.

DALING, P.S., L.G. FAKSNESS, A.B. HANSEN, S.A. STOUT. 2002. Improved and Standardized Methodology for Oil Spill Fingerprinting. *Environmental Forensic* 3(3-4):263-278.

DAVIS, H.C. y A. CALABRESE. 1964. Combined effects of temperatura and salinity on development of eggs and griwth of larvae or *M. mercenaria* and *c. virginica. Fisheru Bulletin of the U:S: Fish & Wildlife Service* 63:643-655.

DEAN-ROSS, D. 2005. Biodegradation of selected PAH from sediment in bioslurry reactors. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 74: 32-39.

DE LA GARZA MONTAÑO, C. 1987. El cultivo del mejillón en Galicia, España. *Acuavisión. Revista Mexicana de Acuacultura*, No. 10, México, D:f. 17-20 pp.

DE LA LANZA-ESPINO, G. 1991. Importancia ecológica de los ciclos biogeoquímicos en los sistemas lagunares costeros, 7-15 pp. *In*: Figueroa-Torres, Ma. G., C. Alvarez-Silva, A. Esquivel-Herrera y Ma. E. Ponce-Marquez (Eds.). *Serie Grandes Temas de la Hidrobiología 1: Fisicoquímica y Biología de las Lagunas costeras Mexicanas*, UAM-I, D. CBS, México, 122 p.

DE LA LANZA-ESPINO, G. 1994. Química de las lagunas costeras y el litoral mexicano (127-198). *In*: DE LA LANZA-ESPINO, G. y C. CÁCERES (EDS.). *Lagunas costeras y el litoral mexicano.* Universidad autónoma de Baja California Sur, 525 p.

DESLOU-PAOLI, J.M., M. HÉRAL, P. GOULLETQUER, W. BOROMTHANARAT, D. RAZET, J. GARNIER, J. PROU y L. BARILLET. 1987. Evolution saisonniére de la filtration de bivalves intertidaux dans les conditions natirelles. *Océanis* 13:575-579.

DE ZWAAN, A. y J.M. BABARRO. 2001. Studies on the causes of mortality of the estuarine bivalve *Macoma balthica* under conditions of (near) anoxia. *Marine Biology* 138:1021-1028.

DIAZ, R.J. y R. ROSENBERG. 1995. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and behavioral responses of benthic macrofaunal. Oceanographic. Marine Biology. Ann. Rev. 33:245-303.

DI TORO, D.M., C.S. ZARBE, D.J. HANSEN, W.J. BERRY, R.C. SWARTZ, C.E. COWAN, S.P. PAVLOU, H.E. ALLEN, N.A. THOMAS y P.R. PAQUIN. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology & Chemistry* 15:1177-1181.

DITTMART, T., R.J. LARA y G. KATTNER. 2001. ¿River or mangrove? Tracing major organic matter sources in tropical Brazilian coastal waters, *Marine Chemistry* 73 (3-4): 253-271.

EGANHOUSE, R.P. y P.M. SHERBLOM. 2001. Anthropogenic organic contaminants in the effluent of a combined sewer overflow: Impact in Boston Harbor. *Marine Environmental Research* 51: 51-74.

EL DEEB, K.Z, T.O. SAID, M.H. EL NAGGAR y M.A. SHREADAH. 2007. Distribution and sources of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments, fish and bivalves of Abu Qir Bay (Egyptian Mediterranean Sea). *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 78: 373-379.

EL NEMR, A., AM.A. ABD-ALLAH. 2003. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in microlayer and subsurface waters along Alexandria coast, Egypt. *Chemosphere* 52:1711–1716.

EL NEMR, A., A EL-SIKAILY, A. KHALED, T.O. SAID y A.M.A. ABD-ALLA. 2004. Determination of hydrocarbons in mussels from the Egyptian Red Sea coast. *Environmental Monitoring & Assessment* 96: 251-261.

EL NEMR, A., T.O. SAID, A. KHALED, A EL-SIKAILY y A.M.A. ABD-ALLA. 2007. The distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments along the Egyptian Mediterranean coast. *Environmental Monitoring & Assessment* 124: 343-359.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). 2002. Mid Atlantic integrated assessment (MAIA) ESTUARIES 1997-98: Summary Report. EPA/620/r-02/003. 115 p.

ESCOBAR, J. 2002. *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar.* Publicación de las Naciones Unidas. Chile 68 p.

ESHELMAN, K.N. y H.F. HEMOND. 1985. The role of soluble organics in acid-base status of surface waters at Bickford watershed, Massachusetts. *Water Resource Research* 21:1503-1510.

FAO (ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN). HELM, M. M. y N. BOURNE. Comp. LOVATELLI, A. 2004. Documento técnico de pesca: Cultivo de bivalvos en criadero, un manual practico. 177 p.

FAO (ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN). 2009. *Crassostrea virginica*. *In:* Cultured aquatic species fact sheets. Text by Kennedy, V. S. Edited and compiled by Valerio Crespi and Michael New.

FARRINGTON, J.W. 1991. Biogeochemical processes governing exposure and uptake of organic pollutant compounds in aquatic organisms. *Environmental Health Perspectives* 90: 75-84.

FENG, S.Y. y W. VAN WINKLE. 1975. The effect of temperature and salinity on the heart beat of *Crassostrea virginica. Comparative Biochemistry & Physiology, Part A* 50:473-476.

FERNANDES, M.B., M.A. SICRE, A. BOIREAU y A. TRONCZYNSKI. 1997. Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary. *Marine Pollution Bulletin* 34:857-867.

FISHER, W.S., J.T. WINSTEAD, L.M. OLIVER, H.L. EDMISTON y G.O. BAILEY. 1996. Physiologic variability of eastern oysters from Apalachicola By, Florida, *Journal of Shellfish Research* 15:543-553.

FLORES-VERDUGO, F., F. GONZÁLEZ-FARÍAS, O. RAMÍREZ-FLORES, F. AMEZCUA-LINARES, A. YÁNEZ-ARANCIBIA, M. ALVAREZ-RUBIO y J.W. DAY JR. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon-Estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* 13: 219–230.

FOLK, R.L. 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill Publishing Company, Austin, Texas. 182 p.

FORTES-LOPES, P. y C. SILVA. 2006. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Ria de Aveiro lagoon. *Ecological Modelling* 197:67-88.

FRIGNANI, M., L.G. BELLUCI, M. FAVOTTO y S. ALBERTAZII. 2003. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Venice Lagoon. *Hydrobiología* 494: 283-290.

GALVÁN, M.A., H.M. ARIAS, J. CHÁVEZ y J.L. OROPEZA. 1999. Influencia del transporte fluvial de sedimentos sobre la evolución de una laguna costera. *Hidrobiológica* 9(2): 145-158.

GAMITO, S. 2008. Three main stressors acting on the Ria Formosa lagoonal system (sothern Portugal): physical stress, organic matter pollution and the land-ocean gradient. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* xx:1-11.

GARCÍA, E. 2004. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köpen*. 5ta. Ed. Instituto de Geografía, UNAM, México, 90 p.

GARCÍA-CUBAS, A. 1981. Moluscos de un sistema lagunar tropical en el Sur del Golfo de México (Laguna de Términos, Campeche). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar & Limnología UNAM*, Publicación Especial 5:1-182.

GARCÍA-CUBAS, A, M. REGUERO Y R. ELIZARRARS. 1992. Moluscos del Sistema Lagunar Chica-Grande, Veracruz, México: sistemática y ecología. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar & Limnología UNAM* 19(1): 71-101.

GARCÍA-CUBAS, A. y M. REGUERO. 1995. Moluscos de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, México: sistemática y ecología. *Hidrobiológica* 5(12): 1-24.

GARCÍA-LUQUE, E, E. GONZÁLEZ-MAZO, J.M. FORJA y A. GÓMEZ-PARRA. 2009. Use of dynamic simulation to assess the behaviour of linear alkyl benzene sulfonates and their biodegradation intermediates (sulfophenylcarboxylic acids) in estuaries, *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 81:353–358.

GAUDETTE, H., W. FLIGH, L.TONER y FOLGER. 1974. An Inexpensive tritation method for the determination of organic carbon in recent sediments. *Journal Sedimentology & Petrology.* 44(1):249-253.

GEORGE-ZAMORA, A y D. ALDAMA-ARANDA. 2000. Producción somática de dos especies de *Crassostrea virginica* e *Ischadium recurvum* (Bivalvia) en Meoacán, Tabasco, México. *Revista de Biología Tropical* 48(1): 65-75.

GESAMP, JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE POLLUTION. 1977. *Impact of Oil on the Marine Environment.* Reports and Studies No. 6. FAO, Rome.

GESAMP (IMO/FAO/UNESCO–IOC/WMO/WHO/AIEA/UN/UNEP- JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS ON MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION). 2001. Protecting the Oceans from Land-based Activities GESAMP Reports and Studies (71): 162 p.

GOLD-BOUCHOT, G. 2004. Hidrocarburos en el sur del Golfo de México. *In*: Caso, M., I Pisanty y E. Ezcurra (Comps.). Diagnóstico ambiental del Golfo de México, Volumen 2, Instituto Nacional de ecología (INE-SEMARNAT), 637-1108 pp.

GOLD-BOUCHOT, G. y HERRERA-RODRÍGUES. 1996. Efectos de los hidrocarburos sobre la comunidad de nemátodos bénticos de la Sonda de Campeche, 279-296 pp. *In:* Botello, A. V., J.L. ROJAS-GALAVIZ, J.A. BEN´TEZ,

y D. ZARATE-LOMELÍ (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche, *EPOMEX* Serie Cientifica, 5. 666 p.

GOLD-BOUCHOT, G., M. ZAVALA, O. ZAPATA Y V. CEJA. 1997. Hydrocarbon concentrations in oyster (*Crassostrea virginica*) and recent sediments from three coastal lagoons in Tabasco, México. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 59(3):430-437.

GOLD-BOUCHOT, G. 2004. *Hidrocarburos en el sur del Golfo de México*. *In*: Caso, M., I Pisanty y E. Ezcurra (Comps.). *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, Volumen 2, Instituto Nacional de ecología (INE-SEMARNAT), 637-1108 pp.

GONZÁLEZ-FARIAS, F.A., M.R. HERNÁNDEZ-GARZA y G. DÍAZ-GPNZÁLEZ. 2006. Organic carbon and pesticide pollution in a tropical coastal lagoon-estuarine system in Northwest Mexico. *International Journal Environmental & Pollution* 26(1/2/3): 234-253.

GONZÁLEZ-MAZO E., J.M. QUIROGA y A. GÓMEZ-PARRA. 1999. Alquilbenceno lineal sulfonatos (LAS) como trazadores de aguas residuales urbanas en un ecosistema litoral poco profundo: un caso de estudio en la Bahía de Cádiz. *Ciencias Marinas* 25(3): 367-379.

GONZALEZ, V.N., R.M. TORRES Y J. FRANCO. 1985. Contribución al conocimiento de las comunidades bentónicas de la laguna Grande, Veracruz. Memorias VIII Congreso de Zoología 323-332.

GUTIÉRRES, C. y J.C. ZAVALA. 2001. Rasgos hidromórficos de suelos tropicales contaminados con hidrocarburos. *Terra* 20: 101-111.

HARKEY, G.A., P.L. HOOF y P.F. LANDRUM. 1994. Feeding selectivity and assimilation of HAP and PCD in *Diporeia spp. Environmental Toxicology & Chemistry* 13: 1445-1455

HEILMAYER, O., J. DIAGIALLEONARDO, L. QIAN y G. ROESIJADI. 2008. Stress tolerance of a subtropical *Crassostrea virginica* population to the combined effects of temperature and salinity. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 79:179-185.

HERMAN, P.M.J., MIDDELBURG, J.J., VAN DE KOPPEL, J., HEIP, C.H.R., 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecology Research* 29:195–240.

HERNÁNDEZ, O.D., L.G. TROCCOLI y J.Q. MILLÁN. 1998. Crecimiento, engorde y sobrevivencia de la ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828 en la Isla de Cubagüa, Venezuela. *Caribbean Journal of Science* 34(4-4):243-249.

HITES, R.A., R.E. LAFLAMME y J.G. WINDSOR Jr. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine/aquatic sediments: their ubiquity, p. 289-311. *In:* L. PETRAKIS y F.T. WEISS (Eds.) Petroleum in the marine environment, Advances in Chemistry Series 185. American Chemical Society, Washington, D.C.

KAVAURAS, I.G., P. KOUTRAKIS, M. TSAPAKIS, E. LAGOUDAKI, E.G. STEPHANOU, D. BAER y P. OYOLA. 2001. Source apportionment of urban aliphatic and polyaromatic aromatic hydrocarbons (PAHs) using multivariate methods. *Environmental Science & Technology* 35:2288-2294.

KEMP, W.M., P.A. SAMPOU, J.C. CAFFREY**,** M. MAYER, K. HENRIK-SEN y W.R. BOYNTON. 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology & Oceanography* 35:1545-1563.

KENNEDY, V.S. 1991. *American oyster, Crassostrea virginica. In*: FUNDERBURK, S.L., S,J, JORDAN, J.A. MIHURSKY y D. RILEY (EDS). *Habitat requirements for Chesapeake Bay living resources,* 2da. Edición. Chesapeake Research Consortium, Inc., Solomons, Maryland.

KENNISH, M.J. 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbons. En: Kennish, M. J. Practical Handbook of estuarine and marine pollution. CRC Press, Inc. 141-175 p.

KIM, G.B., K.A. MARUYA, R.F. LEE, J.H. LEE, C.H. KOH y S. TANABE. 1999. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Kyeonggi Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin* 38(1):7-15.

KIRSO, U., L. PAALME, M. VOLL, N. IRHA y E. URBAS. 2001. Distribution of the persistent organic pollutants, polycyclic aromatic hydrocarbons, between water, sediments and biota. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 4: 151-163.

KNEZOVICH, J.P. 1994. *Chemical and biological factors affecting bioavailability of contaminants in seawater*, 23-30 pp. In: HAMELINK, J.L., LANDRUM P.F., BERGMAN H.L. y BENSON W.H. *Physical, chemical and biological interactions.* LEWIS PUBLISHERS, 239 p.

KNEZOVICH, J.P., F.L. HARRISON y R.G. WILHELM. 1987. The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: a review. *Water, Air & Soil Pollution* 32:233-245.

JIMÉNEZ, A. M. O. 1988. Composición y variación estacional de la comunidad planctónica en la laguna Grande-Chica de Vega de Alatorre, Veracruz. Tesis Profesional de la Facultad de Biología, Universidad de Veracruz 49 p.

JORGENSEN S.E., S.N. NIELSEN y L.A. JORGENSEN. 1991. Handbook of ecological parameters and ecotoxicology. Elsevier, N.Y.:523-524.

LAKE, J.L., N.I. RUBINSTEIN, H. LEE II, C.A. LAKE, J.H. HELTSHE y S. PAVIGNANO. 1990. Equilibrium partitioning and bioaccumulation of sediment-associated contaminants by infaunal organism. *Environmental Toxicology & Chemistry* 9:1095-1106.

LANDRUM, P.F., B.J. EADIE y W.R. FAUST. 1991. Toxicokinetics and toxicity of a mixture of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Disporeia sp. Environmental Toxicology & Chemistry* 10:35-46.

LANDRUM, P.F. y J.A. ROBBINS. 1990. Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates, p. 237-263. *En:* GIESY, B.R. y J.P. MUNTAU (Eds.), Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants. Lewis, Ann Arbor, Michigan.

LARA-MARTÍN, P.A., A. GÓMEZ-PARRA, M. PETROVIC, D. BARCELÓ y E. GONZÁLEZ-MAZO. 2005. Distribución de contaminantes orgánicos en sedimentos costeros de la Bahía de Cádiz (SO de España). *Ciencias Marinas* 31(1B): 203-212.

LEE, S. D., GRANT, L. 1991. Health and ecological assessment of polynuclear aromatic hydrocarbons, *Pathotex Publishing Park*, Park Forest Sout, IL.

LEFEBVRE, S, J. MARÍN, S. DUBOIS, F. ORVAIN, J. BLIN, M. BATAILLÉ, A. OURRY y R. GALOIS. 2009. Seasonal dynamics of trophic relationships among co-occurring suspension-feeders in two shellfish culture dominated ecosystems. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* xxx:1–11.

LENZ, T. y G. BOENS, 2011. Ciclo reproductivo del ostión de manglar *Crassostre rhizophorae* (Bivalvia: Ostreidae) en la Bahía de Camamu, Bahia, Brasil. *Revista de Biología Tropical* 59(1): 137-149.

LIBES, S. M. 1992. An Introduction to Marine Biogeochemistry, John Wiley and Sons, Inc. New York, U.S.A. 734 p.

LOHRER, A.M.y J.J. WETZ. (2003). Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern salmarsh tidal creek. *Marine Pollution Bulletin* 46:1156-1163.

LONG, E.R., D.D. MACDONALD, S.L. SMILTH y F.D. CALDER. 1995. Incidence of adverse effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19(1):81-97.

LOPEZ. A.N.G. 1987. Variación estacional de las especies de la familia Gobiidae en el sistema lagunar (laguna Grande-laguna Chica) de Vega de Alatorre, Veracruz. Tesis Profesional. Facultad de Biología, Universidad de Veracruz 86 p.

LUDORFF, W. y V. MÉYER. 1978. El pescado y los productos de la pesca. Ed. Acribia. Segunda Edición. España. 345 p.

LUNA-BAUZA, C. 1974. *Introducción a la meteorología marina.* Subsecretaría de educación media, técnica y superior. 162 p.

MACLEAY, D. y A. FRASER. 2000. Bioaccumulation of prersistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environmental Pollution* 110: 375-391.

MAGAÑA-RUEDA, V.O. 1999. Los impactos de El niño en México. Centro de Ciencias Atmosféricas-UNAM. México. 225 p.

MASKAOUI, K. y Z. HU. 2009. Contamination and ecotoxicology risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in Shantou Coastal Waters, China. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 82:172-178.

MATTHEW, J.J., A.H. RINGWWOOD, E.R. LACY, A.J. LEWITUS, J.W. KEMPTON, P. S. GROSS, G.W. WARR & R.W. CHAPMAN. 2002. Potential indicators of stress response identified by expressed sequence tag analysis of hemocytes and embryos from the American Oyster, *Crassostrea virginica. Marine Biotechnology* 4: 81-93.

MEANS, J.C., S.G. WOOD, J.J. HASSETT y W.L. BANWART. 1980. Sorption of polinuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environmental Science & Technology* 14: 1524-1528.

MECALCO-HERNÁNDEZ, A., F. VARONA-CORDERO, I.R. HERRERA-MORO CHAO, A. PLATA-CRUZ, MA. R. TORRES-ALVARADO y F.J. GUTIÉRREZ-MENDIETA. 2009. Caracterización hidrobiológica del sistema lagunar Grande-Chica, Veracruz, basada en biomasa y productividad fitoplanctonica. XV Reunión de la Sociedad Mexicana de Planctología A. C. VIII International Meeting of the Mexican Society of Planktology.

MENDEZ, G.M.O., A. ABURTO y M.F. RAMIREZ. 1992. Variación estacional de la fauna de acompañamiento asociada a los bancos ostrícolas de la laguna Grande. Ver., México. Resumen IX Congreso Nacional de Oceanografía 154.

MENDEZ, G.M.O., A. ABURTO y E. OCHOA. 1993. Algunos aspectos ecológicos de la fauna de acompañamiento asociada al ostión Americano *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1971) de la laguna Grande. Veracruz, México. Resumen XII Congreso Nacional de Zoología 30.

MENZIE, C. A., POTOCKI, B. B., & SANTODONATO, J. 1992. Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environment Science & Technology* 26:1278-1284.

MEZA, B.D. 1988. Análisis de zonación y de la producción de hojarasca del manglar de la laguna Grande del municipio de Vega de Alatorre, Veracruz; México. Tesis profesional de la Facultad de Biología, Universidad de Veracruz 42 p.

MIKKELSEN, P.M. y R. BIELER. 2008. Seashells of Southem Florida. Princeton University Press, Princeton, NJ. 84-85 pp.

MILANO J., H. D´ARMAS y G. SALAZAR. 2005. Estudio de la composición de lípidos de *Crassostrea rhizophorae* (Ostra de Mangle) empleando cromatografía de capa fina (TLC-FID) y cromatografía gas-líquido. *Ciencia* 13(2):123-133.

MISTRI, M. 2004. Effects of hipoxia on predator-prey interactions between on bentos juvenile *Carcinus aestuarii* y *Musculista senhousia. Marine Ecology Progress Series* 275:211-217.

MONTAGNA, P.A. y C. RITTER. 2006. Direct and indirect effects of hypoxia on benthos in Corpus Chisti bay, Texas, U.S.A. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology* 330:119-131.

MONTELAY-MESSEI, A. D. OLLIVON, B. GARBAN y CHEVREUIL. 2002. Atmospheric deposition of toxics onto the Seine Estuary, France: Example of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Atmospheric Chemistry & Physics Discussions* 2:1351-1369.

MOORE, M.N., D.R. LIVINGSTONE y J. WIDDOWS. 1985. Hydrocarbons in marine mollusks: biological effects and ecological consecuences. Capitulo 9. *In:* Varanasi. U. Eds. Metabolism of polycyclic aromatic in the aquatic environment. CRC Press. Florida. 291-328 pp.

MOORE, M.N., D.R. LIVINGSTONE, J. WIDDOWS, D.M. LOWE y R.K. PIPE. 1987. Molecular, cellular and physiological effects of oil-derived hydrocarbons on mollusks and their use in impact assessment. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London* 316:603-623

NASCIMENTO, I.A. y S.A. Pereira. 1980a. Change in the condition index from mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) from Todos os Santos Bay, Salvador, Brasil. *Aquaculture* 20: 9-15.

NAS. 1975*. Petroleum in the marine environment Washington, D.C. National Academy of Science*, 107 p.

NAVARRO, J.M. y J.E. WINTER. 1982. Ingestion rate, assimilation efficiency and energy balance in *Mytilus chilensis* in relation to body size and different algal concentrations. *Marine Biology* 67:255-266.

NAYAR, S. B.P.L. GOH y L.M. CHOU. (2004). The impact of petroleum hydrocarbons (diesel) on periphyton in an impacted tropical estuary based on *in situ* microcosms. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology* 302:213-232.

NEFF, J. M. 1982. Accumulation and release of polycyclic aromatic hiydrocarbons from water, food and sediment by marine animals. En: Richards, N.L., Jackson, B.L., (Eds.), Symposium: Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Marine Environment, Rep.600/9-82-103, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

NEFF, J. M. 2004. *Bioaccumulation in marine organisms. Effect of contaminants from oil web produced water*. Elsevier, Netherlands, 241-313 pp.

NOREÑA, E., G. GOLD-BOUCHOT, O. ZAPATA y J.L. SERICANO. 1999. Polynuclear aromatic hydrocarbons in american oyster (*Crassostrea virginica*) from Términos Lagoon, Campeche, México. *Marine Pollution Bulletin* 38(8):637-645.

NOTAR, M., H. LESKOVSEK y J. FAGANELI. 2001. Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 42(1): 36-44.

ODUM, W.E. y E.J. HEALD. 1975. The detritus based food web of an estuarine mangrove community. *In:* L.E. CRONIN (ED.). *Estuarine Research* 1:217-228.

OFFICER, C.B., R.B. BIGGS, J.L. TAFT, L.E. CRONIN, M. TYLER y W.R. BOWTON. 1984. Chesapeake Bay anoxia: Origin, development, and significance. *Science* 223:22-27.

OJEDA-IBARRA, R. I. 1994. *Elaboración de frituras adicionadas con harina de mejillón*, Tesis de Licenciatura, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 37 p.

OKAY, O.S., O. DONKIN, L.D. PETERS y D.R. LIVINGSTONE. 2000. The role of algae (*Isochrysis galbana*) enrichment on the bioaccumulation of benzo[a]pyrene and its effects on the blue mussel *Mytilus edulis*. *Environmental Pollution* 110:103-113.

ORTÍZ. L.H.J., 1986. Contribución al estudio de la biología de *Dormitator maculates* (Bloch, 1970) (PISCES: GOBIIDAE) en el sistema lagunar Laguna Grande, Laguna Chica, Municipio de Vega de Alatorre, Veracruz, México. Tesis Profesional. Facultad de Biología, Universidad de Veracruz. 43 p.

ORTÍZ. L.H.J., 1991. Contribución a la biología pesquera de *Dormitator maculates* (Bloch, 1970) (PISCES: GOBIIDAE) en el sistema lagunar (Laguna Grande-Laguna Chica), de Vega de Alatorre, Veracruz, México. Resumen XI Congreso Nacional de Zoología 191 p.

OUYANG, Y., J.E. ZHANG y L.T. OU. 2006. Temporal and spatial distributions of sediment total organic carbon in a estuary river. *Journal Environmental Quality* 35:93-100.

PAEZ-OSUNA, F., H.M. ZAZUETA-PADILLA, A. RODRIGUEZ-HIGUERA Y J.I. OSUNA-LOPEZ. 1991. Variación estacional de la composición química del ostión *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951) en Mazatlán (Sinaloa, México). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar & Limnología UNAM* 18(2):199-206.

PÁEZ-OSUNA F., A.C. RUIZ-FERNÁNDEZ, A.V.BOTELLO, G. PONCE-VÉLEZ, J.I. OSUNA-LÓPEZ, M.G. FRÍAS-ESPERICUETA, G. LÓPEZ-LÓPEZ y H.M. ZAZUETA-PADILLA. 2002. Concentrations of selected trace metals (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCBs, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific Coast of Mexico: an overview. *Marine Pollution Bulletin* 44(11):1303-1308.

PÁEZ-OSUNA, F. 2005. Efectos de los Metales. p 343-360*. In*: BOTELLO, A.V., J. RENDÓN-VON OSTEN, G. GOLD-BOUCHOT y C. AGRAZ-HERNÁNDEZ (EDS.) *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, UNAM, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

PALACIOS, F.M.R. 1987. Manual técnico para la operación de centros acuícolas productores de ostión. Coordinación para la operación acuícola. Secretaría de Pesca. México. 135 p.

PEREIRA, W.E., F.D. HOSTETTLER, S.N. LUOMA, A. VAN GREEN, C.C. FULLER y R.J. ANIMA. 1999. Sedimentary record of anthropogenic and biogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in San Francisco Bay, California. *Marine Chemistry* 64:99-113.

PIES, C., A.T. TERNES y T. HOFMANN. 2008. Identifying sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils: distinguishing point and non-point sources using an extended PAH sprectrum and *n*-alkanes. *Journal Soils Sediments* 8:312-322.

PIÑA-CHACÓN, L.E. 2008. *Efecto de hidrocarburos poliaromáticos en el mejillón Mytella strigata del Estero de Urías, Sinaloa*. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, 151 p.

POMEROY, L.R., K. BANCROFT, J. BREES, R.R. CHRISTIAN, D. FRANKENBERG, J.R. HALL, W.J. WIEBW, R.G. WIEGERT y R.L. WETZEL. 1977. Flux of organic matter through a saltmarsh. *In:* M. WILEY (ED.). *Estuarine Processes.* Academia Press II:270-279.

PONCE-PALAFOX, J., C.A. MARTINEZ-PALACIOS y L.G. ROSS. 1997. The effects of salinity and temperature on the growth and survival rates of juvenile White shrimp *Litopenaeus vannamei,* Boone, 1931. *Aquaculture* 157:107-115.

PONCE-VÉLEZ, G. y A.V. BOTELLO. 2005. Niveles de hidrocarburos en el Golfo de México, p. 269-298. In: Botello, A. V., J. RENDÓN-VON OSTEN, G. GOLD-BOUCHOT y C. AGRAZ-HERNANDEZ (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, UNAM, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

QUIAN, Y., L. TERRY y J.L. SERICANO. 2001. Sources and bioavailability of polynuclear aromatic hydrocarbons in Galveston Bay, Texas. *Estuaries* 24(6A): 817-827.

RENAUD, M.L. 1986. Hypoxia in Lousiana coastal waters during 1983: implications for fisheries. *Fisheries Bulletin* 84:19-26.

RIAÑO-SILVA, R. y J.L. DE LA OSSA-VELÁSQUEZ. 2000*. Guía para el manejo, cría y conservación de la ostra de mangle Cassostrea rhizophorae* (Guilding). Convenio Andrés Bello, 64 p.

RIVERA-MONROY, V.H., C.J. MADDEN, J.W. DAY JR., R.R. TWILLEY, F. VERA-HERRERA y H. ALVAREZ-GUILLÉN, 1998. Seasonal coupling of a tropical mangrove forest and an estuarine water column: enhancement of aquatic primary productivity. *Hydrobiologia* 379: 41–53.

RODRÍGUEZ, N.R. 1993. EL PANORAMA OSTRICOLA DEL NORTE VERACRUZANO. Delegación Federal y Dirección Estatal de Pesca en Veracruz.

ROGERS, P. y A. GARCÍA-CUBAS. 1981. Evolución gonádica a nivel histológico del ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1971) del sistema fluvio lagunar Atasta-Pom, laguna de Términos, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias Del Mar & Limnología. UNAM* 8(1): 21-42.

ROOGGE, W.F., L. HILDEMANN, M.A. MAZUREK, G.R. CASS y B.R.T. MONEIT. 1993. Sources of fine organic aerosol: 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy duty diesel trucks. *Environmental Science & Technology* 27:636-651.

ROSARIO, R.L. 1973. Variación mensual en la composición química de la ostra *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1970) de la zona de Guarriquén. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad de Oriente.

ROSAS, C., E. MARTINEZ, G. GAXIOLA, R. BRITO, A. SÁNCHEZ y L.A. SOTO. 1999. The effect of disolved oxygen and salinity on oxygen consumption, ammonia excretion and osmotic pressure of *Penaeus setiferus* (Linnaeus) juveniles. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology* 234:41-57.

RUEDA, L., A.V. BOTELLO y G. DÍAZ. 1997. Presencia de plaguicidas organoclorados en dos sistemas lagunares del Estado de Chiapas, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 13(2):55-61.

RUÍZ-CAMPOS, E., J. CABRERA-PEÑA, R.A. CRUZ y J.A. PALACIOS. 1998. Composición bioquímica de la carne de *Polymesoda radiata* (Bivalvia: Corbiculidae) en Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 46(3): 649-653.

RUIZ-DURÁ, M.F. 1985. Recursos pesqueros de las costas de México, Ed. Limusa. México. D. F. 208 p.

SALGADO-UGARTE, I.H. 1992. *Introducción al análisis exploratorio de datos biológicos.* Fundamentos y aplicaciones. Marc Ediciones. UNAM. México.

SANDERSON, P.G. y D.M. TAYLOR. 2003. Short-term water quality variability in two tropical estuaries, Central Sumatra. *Estuaries* 26(1): 156-165.

SAOUD, I.G., D,B, ROUSE, R.K. WALLACE, J.E. SUPAN y S. RIKARD. 2000. An *in situ* study on the survival and growth of *Crassostrea virginica* juveniles in Bon Secour Bay, Alabama. *Journal Shellfish Research* 19:809-814.

SCHULZ, H. M. y K.C. EMEIS. 2000. Sources and pathways of natural and anthropogenic hydrocarbons into the natural dump Arkona Basin (southern Baltic Sea). *Environmental Geology* 39(8): 839-848

SALAS-GARZA, A. y L. GARCÍA-PAMANES. 1987. Estudios básicos y experiencias en el cultivo de mejillón por el C.I.I.O. en Baja California (Escuela Regional sobre producción de mejillón, Ensenada, B.C.). 69-113 pp.

SALAZAR, M. 2010. *Bajo 50% la producción pesquera en Veracruz.* Diario de Xalapa. http://www.oem.com.mx/diariodexalapa/notas/n1504496.htm

SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y PESCA (SEMARNAP) y ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN (FAO). 1995. Proyecto UTF/MEX/035/MEX "Modernización del sector pesquero" Estudios para el mejoramiento productivo de áreas lagunares costeras: Estudio piloto para un plan de desarrollo acuícola en el sistema lagunar de Alvarado, Veracruz. México, D.F. 40-41 pp.

SEMARNAT y CEPAL, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (2004). "Evaluación de las externalidades ambientales de la generación termoeléctrica en México", Reporte no. LC/MEX/L.644, México, D.F.

SEPESCA, 1994. Cultivo de Ostión Americano, 37 p.

SERICANO, J.L., T.L. WADE y J.M. BROOKS. 1996. Accumulation and depuration of organic contaminants by the american oyster (*Crassostrea virginica*). *Science of Total Environment* 179:149-160.

SEVILLA, M.L. y R. GUADARRAMA. 2005. *Elementos de Ecología Marina*. Instituto Politécnico Nacional. México D. F. 504 p.

SHAW, S.L., S.W. CHISHOLM y R.G. PRINN, 2003. Isoprene production by *Prochlorococcus*, a marine cyanobacterium, and other phytoplankton. *Marine Chemestry* 80: 227-245.

SHUMWAY, S.E y R.K. KOEHN. 1982 Oxygen consumption in the American oyster *Crassostrea virginica. Marine Ecology Progress series* 9:59-68.

SHUMWAY, S.E. 1996. *Natural environmental factors*. *In:* KENNEDY, V.S., R.I.E. NEWELL y A.F. EBLE. 1996. *The Eastern Oyster Crassostrea virginica.* Maryland Sea Grant College, College Park, 467-513 pp.

SIMPSON, C.D., A.A. MOSI, W.R. CULLEN y K.J. REIMER. 1998. Composition and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons contamination in surficial marine sediment from kitimat harbor Canada. *Science Total Enciromental* 181:265-278.

SOCLO, H.H., P.H. GARRIGUES y M. EWALD. 2000. Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: Case studies in Cotonou (Benen) and Aquitaine (France) areas. *Marine Pollution Bulletin* 40(5): 387-396.

SORIANO-SAENZ, J.A., A. FRANCO-HERNÁNDEZ, L. VIÑAS-DIÉGUEZ, B. CAMBEIRO-CAMBEIRO y J.J. GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ. 2006. Datos preliminares de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en mejillón silvestre de la costa catábrica (España) después del vertido del *Prestige*. *Ciencias Marinas* 32(2B):457-463.

SOTO, M., L. GAMA y M. GÓMEZ. 2001. Los climas cálidos subhúmedos del Estado de Veracruz, México. *Foresta Veracruzana* 3(002): 31-40s for *Macoma nasuta* exposed to sediment with different total organic carbon contents. *Environmental Toxicology & Chemistry* 14:303-310

STEINER, D. y H.K. BURTSCHER. 1994. Desorption of perylene from combustion, NaCl and carbon particles. *Environmental Science & Technology* 28:1254-1259.

SUESS, E. 1980. Particulate organic carbon flux in the oceans-surface productivity and oxygen utilization. *Nature* 228: 260-263.

TOLEDO-OCAMPO, A. 2005*. Marco conceptual: caracterización ambiental del Golfo de México,* 25-52 p. *In*: BOTELLO, A.V., J. RENDÓN-VON OSTEN, G. GOLD-BOUCHOT y C. AGRAZ-HERNÁNDEZ (EDS.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad. Autónoma de Campeche, UNAM, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

TOLLEY, S.G., A.K. VOLETY y M. SAVARESE. 2005. Influence of salinity on the habitat use of oyster reefs in three southwest Florida estuaries. *Journal of Shellfish Research* 24:127-138.

TOLOSA, I., S DE MORA, S.M. REZA, J.P. VILLENUEVE, J. BARTOCCI y CH. CATTINI. 2003. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin* 48(1-2): 44-60.

TORRES, R., F. GUTIÉRREZ-MENDIETA y F. CONTRERAS. 2001. Degradación microbiana del detritus en ecosistemas estuarino-lagunares. *ContactoS.* 3ra. Época 39: 43-54.

TURNER, R.E., N.N. RABALAIS, E.M. SWENSON, M. KASPRZAK y T. ROMAIRE. 2005. Summer hypoxia in the northern Gulf of Mexican and its prediction from 1978 to 1995. *Marine Environmental Research* 59:65-77.

UNEP/IOC/IAEA. 1992. Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. Rederences methods for marine pollution studies N° 20, 75 p.

UNESCO, 1976. Guide to operational procedures for the IGOS pilot project on marine pollution (petroleum. Monitoring Manual and guides No. 7.

VALAVANIDIS, A., T. VLACHOGIANNI, S. TRIANTAFILLAKI, M. DASSENAKIS, F. ANDROUTSOS y M. SCOULLOS. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbpns in

surface seawater and in indigenous mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from coastal areas of the Saronikos Gulf (Greece). *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 79:733-739.

VALENZUELA-SÁNCHEZ, I.S., G. GOLD-BOUCHOT y V. CEJA-MORENO. 2005. *Hidrocarburos en agua y sedimentos de la laguna de Chelem y Puerto Progreso,* Yucatán, México. P. 311-328. *In:* A.V. BOTELLO, J. RENDÓN-VON OSTEN, G. GOLD-BOUCHOT y C. AGRAZ-HERNÁNDEZ (Eds.) *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad. Autónoma de Campeche, UNAM, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

VALETTE, S.N. 1993. The use of sediment cores to reconstruct historical trenes in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries* 16(3B):577-588.

VANDER LEEDEN, F., F.L. TROISE y D.K. TOOD. 1990. The Water Enciclopedia, 2da. Edición, Lewis Publisher Chelsea, Michigan, USA.

VÉLEZ, A. 1971. Fluctuación mensual del índice de engorde del mejillón *Perna perna*, natural y cultivado. *Boletín del Instituto de Oceanografía* Universidad de Oriente 10(2):3-8.

VILLALBA, A., P. ORTEGA, D. VASQUEZ y M. DE LA O. 1992. Variación espacio-temporal de parámetros sedimentológicos en tres cuerpos lagunares de Sonora, México. *Boletín del Departamento de Geología,* UNI-SON, 9(1):51-62.

VOLLHARDT, K.P.C y N.E. SCHORE. 2007. Organic Chemistry: Structure and Function. 5ta. Edición. W.H. Freeman and Company. New Cork. 1254 p.

WADE, T.L., E.L. ATLAS, J.M. BROOKS, M.C. KENNICUTT II, R.G. FOX, J. SERICANO, B. GARCÍA-ROMERO y D. DE FREITAS. 1988. NOAA Gulf of México status and trends program: Trace Organic contaminant distribution in sediments and oysters. *Estuaries* 11(3):171-179.

WADE, T.L., D.J. VELINSKY, E. REINHARZ y C.E. SCHLEKAT. 1991. Tidal river sediments in the Washington, D.C. Area. II. Distribution and sources of organic contaminants. *Estuarine Research Federation* 17(2): 321-333.

WARSHAWSKY, D. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives* 107(4):317-319.

WAKEHAM, S.G., C. SCHAFFNER y W. GIGER. 1981. Diagenic polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments: Structural information obtained by high performance liquid chromatography. p. 353-363. *In:* J. Maxwell y A. Douglas (Eds.) Advances in Organic Geochemestry.

WALKER, C.H., S.P. HOPKIN, R.M. SIBLY y D.B. PEAKALL. 2001. *Principles of ecotoxicology*, 2da. Edición, Taylor & Francis, Londres.

WAVERLY, A., W. THORSEN, G. COPE y D. SHEA. 2004. Bioavailability of PAHs: Effects of soot carbon and PAH source. *Environmental Science & Technology* 38 (7): 2029-2037.

WEBSTER, L., A.D. MCINTOSH, C.F. MOFFAT, E.J. DALGARNO, N.A. BROWN y R.J. FRYER. 2000. Analysis of sediments from Shetland Island voes for polycyclic aromatic hydrocarbons, steranes and triterpanes. *Journal Environmental Monitoring* 2:29-38.

WITT, G. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments of the Baltic Sea. *Marine Pollutigon Bulletin* 3:237-248.

YANG, G.P. 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the South China Sea. *Environmental Pollution* 108:163-171.

YANG, S.Y.N., D.W. CONNELL, D.W. HAWKER y S.I. KAYAT. 1991. Polycyclic aromatic hydrocarbons in air, soil land vegetation in the vicinity of an urban roadway. *Science of the Total Environmental* 102:229-240.

ZAR, J.H. 1997. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Englewood Clifs, N. Jersey. 718 pp.

El éxito se debe a cuanta gente te sonríe, a cuanta gente amas y cuantos admiran tu sinceridad y la sencillez de tu espíritu.

Se trata si te recuerdan cuando te vas.

Se refiere a cuanta gente ayudas, a cuanta evitas lastimar y si no guardas rencor en tu corazón.

Se trata de que en tus triunfos estén incluidos tus sueños.

De si tus logros no hieren a tus semejantes.

Es acerca de tu inclusión con otros, no de tu control sobre Los demás.

Es sobre si usaste tu cabeza tanto tu corazón, si fuiste egoísta o generoso, si fuiste arrogante o humilde, soberbio o considerado, si fuiste exigente o tolerante.

Es acerca de tu bondad, tu deseo de servir, tu capacidad de escuchar y tu valor sobre la conducta.

No es acerca de cuantos te siguen, sino de cuantos te aman.

No es acerca de transmitir, sino cuantos creen si eres feliz o finges estarlo. Se trata del equilibrio de la justicia que conduce al bien tener y al bien estar. Se trata de tu conciencia tranquila, tu dignidad invicta y tu deseo de ser más, no de tener más.
¡ESTO ES ÉXITO!

Carlos Eslim Helú

Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00075
Matricula: 207381386

EVALUACION DE LA CONTAMINACION POR HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS EN SEDIMENTOS RECIENTES Y MOLUSCOS (BIVALVOS) EN EL SISTEMA LAGUNAR LA GRANDE-LA CHICA, VERACRUZ, MEXICO

En México, D.F., se presentaron a las 11:00 horas del día 20 del mes de abril del año 2012 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

DRA. MARIA DEL ROCIO TORRES ALVARADO
DR. EVERARDO BARBA MACIAS
M. EN C. MARIA GUADALUPE PONCE VELEZ
DRA. LAURA GEORGINA CALVA BENITEZ



BALBINA ANGELICA MENDEZ MONTAÑO

ALUMNA

Bajo la Presidencia de la primera y con carácter de Secretaria la última, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRA EN BIOLOGIA

DE: BALBINA ANGELICA MENDEZ MONTAÑO

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

Aprobar

Acto continuo, la presidenta del jurado comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

REVISÓ

LIC. JULIO CESAR DE LARA ISASSI
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBS

DR. RUBEN ROMAN RAMOS

PRESIDENTA

DRA. MARIA DEL ROCIO TORRES ALVARADO

VOCAL

DR. EVERARDO BARBA MACIAS

VOCAL

M. EN C. MARIA GUADALUPE PONCE VELEZ

SECRETARIA

DRA. LAURA GEORGINA CALVA BENITEZ